

Christiane Evers (Hrsg.)

Erforschung und Erhaltung der Phytodiversität

Festschrift zum 70. Geburtstag für Prof. Dr. Dietmar Brandes

Braunschweig 2019



Dietmar Brandes am Monte Baldo (Italien), Mai 2016.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	3
THOMAS JUNGHANS	
Anmerkungen und Ergänzungen zur Flora der Nordseeinsel Borkum (Ostfriesische Inseln, Niedersachsen)	7
PETER GAUSMANN	
Zur Bedeutung von linearen Raumstrukturen für das Wanderverhalten und die Ausbreitung gebietsfremder Pflanzenarten im Ruhrgebiet.....	27
RÜDIGER WITTIG	
Die Bleiche Sternmiere (<i>Stellaria apetala</i> Ucria) auf Friedhöfen im Taunus....	59
THOMAS KAISER & KIM IVY MÜLLER	
Flora der historischen Parkanlagen Celles unter besonderer Berücksichtigung von <i>Tulipa sylvestris</i> L.	69
KLAUS ADOLPHI	
Anmerkungen zur Bekämpfung „invasiver“ Arten.....	83
OLIVER STÖHR	
Zur Frage der Identität junger Eibenverwildierungen (<i>Taxus</i> sp.) im Siedlungsraum von Osttirol (Österreich)	93
THILO HEINKEN	
Vom bodensauren Niederwald zum mesophilen Hochwald – Vegetationsveränderungen in Eichenmischwäldern im Flachland südlich der Aller im Verlauf von 25 Jahren.....	119
WOLFGANG SCHMIDT, MICHAELA DÖLLE, STEFFI HEINRICHS & PATRICIA BALCAR	
Gebietsfremde Gefäßpflanzen in Naturwaldreservaten von Rheinland- Pfalz.....	141
ALEXANDER WIETZKE & ERWIN BERGMEIER	
Die Bedeutung von Parks und Friedhöfen für einheimische und verwilderte Frühjahrs-Geophyten.....	171

DIETMAR ZACHARIAS, EVA VOGEL, HENNING HARDER & ILKA STRUBELT	
Zur Biodiversität von Pflanzenarten in unserer Ernährung – Eine vierwöchige Studie mit Biologiestudierenden der Hochschule Bremen –.....	199
ANNETTE PATZELT	
Sind Botanische Gärten für die Zukunft gerüstet?	267
ULRICH DEIL	
Die Rolle von Fels-Habitaten für Nischenkonstanz und als Refugien für Pflanzen – drei Fallstudien.....	281
HANS-ULRICH KISON	
Die Flechten des Nationalparks Harz	313
ELISABETH MONIKA SCHRAMMEL, ANTON DRESCHER & CHRISTIAN BERG	
Neophyten in der urbanen Gehölzvegetation von Graz	323

Vorwort zur Festschrift zum 70. Geburtstag für Prof. Dr. Dietmar Brandes: „Erforschung und Erhaltung der Phytodiversität“

Erneut habe ich die Ehre und das große Vergnügen, eine Festschrift für meinen sehr verehrten Lehrer und Doktorvater Professor Dietmar Brandes vorlegen zu können, der im März 2018 seinen 70. Geburtstag gefeiert hat. Den Geburtstag haben wir mit einem Internationalen Kolloquium am 16. März 2018 mit vielen interessanten Vorträgen und ca. 90 Teilnehmern im Institut für Pflanzenbiologie der Technischen Universität gebührend gefeiert (Programm am Ende des Vorworts). Den Vortragenden danke ich an dieser Stelle nochmals ganz herzlich, da sie das Kolloquium erst ermöglicht haben!

Dass diese Festschrift überhaupt entstehen konnte, ist dem Einsatz aller Autoren zu verdanken, die mit vielfältigen und äußerst interessanten Beiträgen diese Schrift mit Leben und Informationen gefüllt haben.

Neophyten, gebietsfremde Arten und Verwildierungen sind schon sehr früh ein wichtiges Forschungsthema für Dietmar Brandes. Die Arbeiten von Thomas Junghans zur Flora von Borkum, von Peter Gausmann zur Bedeutung linearer Strukturen für das Wanderverhalten und die Ausbreitung gebietsfremder Arten im Ruhrgebiet beschäftigen sich damit ebenso wie die Arbeit von Klaus Adolphi über „invasive“ Arten sowie der Beitrag von Elisabeth Monika Schrammel, Anton Drescher & Christian Berg über die Neophyten in der Gehölzvegetation in Graz.

Der Dynamik in Wäldern widmen sich die Arbeiten von Thilo Heinken zu Vegetationsveränderungen in Eichenmischwäldern im Flachland südlich der Aller und von Wolfgang Schmidt et al. über gebietsfremde Gefäßpflanzenarten in Naturwaldreservaten in Rheinland-Pfalz. In Parkanlagen und auf Friedhöfen spielen sowohl einheimische als auch verwilderte Frühjahrsgeophyten eine bedeutende Rolle. Diesem Thema widmen sich Thomas Kaiser und Ivy Müller in den historischen Parkanlagen von Celle unter besonderer Berücksichtigung von *Tulipa sylvestris*, während Alexander Wietzke und Erwin Bergmeier die Bedeutung von Parks und Friedhöfen für die Frühjahrsgeophyten herausstellen und Rüdiger Wittig die oft übersehene *Stellaria apetala* auf Friedhöfen im Taunus untersucht hat.

Bei gemeinsamen Essen der Arbeitsgruppenmitglieder mit dem Jubilar stand immer die Frage nach den verzehrten Pflanzenarten und Pflanzenfamilien im Raum. So ist sicher auch die Idee zur Studie über die Biodiversität von Pflanzenarten in unserer Ernährung entstanden, der sich Dietmar Zacharias et al. gewidmet haben.

Annette Patzelt, die u. a. bei Dietmar Brandes studiert hat, ist heute wissenschaftliche Direktorin des „Oman Botanic Garden“ und beleuchtet die Frage, ob Botanische Gärten für die Zukunft gerüstet sind. Sie greift damit ebenso ein Forschungsthema von Dietmar Brandes auf, wie Ulrich

Deil, der häufig im mediterranen Raum arbeitet und hier die Rolle von Fels-Habitaten für die Nischenkonstanz und als Refugien für Pflanzen erforscht. Die Verbundenheit des Jubilars mit dem Harz kommt in der Arbeit von Hans-Ulrich Kison über die Flechten des Nationalparks zum Ausdruck.

So ist mit bislang vierzehn Publikationen eine lebendige und runde Festschrift entstanden, die einen Teil der Forschungsinteressen des Jubilars abbildet. Die Arbeiten sind in der Reihenfolge des Einreichens sortiert. Damit können weitere Arbeiten folgen, insbesondere, weil die digitale Veröffentlichung eine dynamische Erweiterung des Werks zulässt.

Der Jubilar: Dietmar Brandes

Eine ausführliche Würdigung des wissenschaftlichen Werkes von Dietmar Brandes findet sich in den beiden Festschriften „Dynamik der synanthropen Vegetation“ (2008) und „Vegetation und menschlicher Einfluss“ (2015), so dass an dieser Stelle nur einige wenige Punkte herausgegriffen werden.

Es wird berichtet, dass Dietmar bereits im zarten Alter von drei Jahren so fasziniert von *Abutilon pictum* war, dass er trotz Verbots immer wieder die Knospen öffnete und darin der Beginn der wissenschaftlichen Karriere des Jubilars vermutet wird. Anfang der 50er Jahre galt eine blühende Pflanze geradezu als Wertgegenstand, so dass die Eltern in Sorge waren, dass ihr Sohn die Erziehungsmaßnahmen missachtete. Tatsächlich war es das große botanische Interesse. Der weitere Lebenslauf wäre leicht zusammengefasst, nämlich so, dass Dietmar Brandes alle Prüfungen mit Auszeichnung absolvierte und Preise abräumte. Einige Stationen sollen aber doch angesprochen werden.

Dietmar Brandes hat bereits mit 13 Jahren seine ersten Pflanzen gesammelt, mit Hilfe seiner Mutter ein Herbar angelegt und mit 16 begonnen, die Vegetation Osttirols zu untersuchen, was 1966 zur Verleihung der Hörlein-Medaille des damaligen Verbandes Deutscher Biologen in Wien führte. Als Schüler und später als Dozent beteiligte sich der Jubilar an den damals gerade anlau-fenden floristischen Kartierungen in Süd-Niedersachsen und in Österreich. Auch für die "Mittel-deutschland-Kartierung" der Universität Halle hat er aus SO-Niedersachsen Verbreitungsdaten geliefert. Das erklärt sicher auch die lange Verbundenheit mit der Geobotanik in Halle, die sich nach der Wende mit einer Gastdozentur und Beteiligung an Promotions- und Berufungsverfahren fortsetzte.

Die wissenschaftliche Laufbahn an der Universität gipfelte in drei Karrieren: Promotion in Chemie und anschließende Forschungstätigkeit, der Lehrtätigkeit in Botanik, Forschung und Gründung der Arbeitsgruppe durch den Jubilar vor 35 Jahren. Die Arbeitsgruppe musste wegen der 3. Karriere, der Hauptaufgaben als Leitender Direktor der Unibibliothek, immer eine kleine Gruppe bleiben, in ihrer fragilen Konstruktion ist sie dadurch ein Alleinstellungsmerkmal in Deutschland.

Lehre

Besonders wichtig ist es dem Jubilar immer gewesen, den Studierenden sein Interesse an Pflanzen und an der Vegetation und die eigene Begeisterung zu vermitteln, was immerhin dazu geführt hat, dass die Vorlesung Geobotanik für den „LehrLEO“ nominiert wurde.

Für die Autorin gehört es quasi zum Alltag, dass Dietmar Brandes keine Gelegenheit auslässt, einen Espresso zu trinken. Aber den Studierenden ist dies offenbar so sehr aufgefallen, dass sie

den Verdacht äußerten, im Blutkreislauf würde Espresso statt Blut fließen und dass dies der Grund sei, weshalb er jeden Berg im Eiltempo erklimmt und die Studierenden kaum hinterherkommen.

Reinhold Tüxen war für Dietmar Brandes eine sehr prägende Gestalt als Lehrer. Bereits 1970 war der Jubilar bei ihm wissenschaftliche Hilfskraft und fasziniert, was er von ihm alles lernen konnte und welche Größen der Vegetationskunde er schon in jungen Jahren dort traf: von Herbert Sukopp über Victor Westhoff, Gean-Marie Géhu, Wladyslaw Matuszkiewicz bis hin zu Otti Wilmanns.

Forschung

Ruderalvegetation, Phytodiversität von Städten, Experimente und Langzeitmonitoring waren zur Zeit der Habilitation weitgehend unbesetzte Nischen, die Dietmar Brandes zunächst gut von Braunschweig aus beforschen konnte. Dazu passt hervorragend, dass er in Braunschweig schon früh über Neophyten gearbeitet hat, als sich nur sehr wenige Wissenschaftler damit beschäftigten. Dietmars erste Publikation über Neophyten erschien 1980. Heutzutage sind Neophyten ein so wichtiger Aspekt geworden, dass die Forschung über Neophyten fest etabliert ist. Die Bedeutung der Städte nimmt stetig zu. Mittlerweile sind sie der wichtigste Lebensraum des Menschen und weisen zumindest in Europa die höchste Phytodiversität auf. Dietmar Brandes (mündliche Mitteilung): „Ein neuer, geradezu atemberaubender Forschungsbereich eröffnet sich, der auch unsere Zukunft wesentlich mitgestalten kann. Es bleibt also weiter spannend!“ Dietmars Forschung passt somit sehr gut zum strategischen Forschungsfeld der TU, nämlich zur Stadt der Zukunft.

Zeitlebens hat sich Dietmar Brandes für Pflanzen und ihre Vielfalt interessiert, sowohl auf Ebene der Pflanzengemeinschaften als auch auf der Ebene von Ökosystemen. Die Interaktionen zwischen Pflanzen, Vegetation, Standort und Menschen sind Gegenstand seiner Forschung.

Der *experimentelle Ansatz* nimmt einen großen Raum in Dietmars Forschung ein: Viele Experimente finden auch auf der Erweiterungsfläche des Botanischen Gartens statt. Für die Hilfe beim Pflegen der Versuchsflächen sind wir unseren leidgeprüften Gärtnern sehr dankbar.

Das sind alles Aspekte der Biodiversitätsforschung bzw. der Integrativen Biologie. Heutzutage gelangt das Langzeit-Monitoring zu neuem Ruhm, da es wichtige Daten für die Modellierung bei Fragestellungen des Klimawandels liefert. Nicht zu vergessen ist dabei die Bedeutung der Pflanzen als CO₂-Senke.

Citizen Science, also die Zusammenarbeit von Fachbotanikern und Laienforschern, hat Dietmar seit langem interessiert, so hat er vor über 30 Jahren die Leitung der Regionalstelle Braunschweig übernommen. Unter diesem Aspekt ist auch die Gründung des Vereins der Freunde des Botanischen Gartens zu sehen.

Sie sehen, „die Beschäftigung mit Pflanzen auf allen Ebenen bleibt so spannend, dass man sie neu erfinden müsste, wenn es sie nicht schon gäbe“ (Verändert nach BRANDES).

Die Verantwortung für die Bibliothek hat Dietmar Brandes längst in andere Hände gegeben, aber den kleinen Arbeitskreis, die Arbeitsgruppe für Vegetationsökologie am Institut für Pflanzenbiologie, führt der Jubilar mit dem bekannten Elan weiter, so dass seine Zeit zusammen mit Forschungsreisen und diversen Gremienmitgliedschaften gut ausgefüllt ist.

Lieber Dietmar, bleib so spritzig, dynamisch und voller sprudelnder Ideen. Ich wünsche Dir ein langes Forscherleben mit vielen faszinierenden Reisen und schönen Exkursionen. Ich wünsche Dir weiterhin alles Gute, bestmögliche Gesundheit und viel Glück und Erfolg! Des Weiteren wünsche ich Dir viele neue Publikationen und interessierte Studierende, denn die Lehre wird ja weitergeführt. Herzlichen Dank für die vielen wunderschönen Exkursionen, die intensiven Diskussionen, Braunschweiger Floristentreffen, Kolloquien und Sitzungen.

Braunschweig, August 2019

Christiane Evers

Programm des Festkolloquiums am 16. März 2018

Begrüßung

Dr. Christiane Evers

Grußworte

Prof. Dr. Dieter Jahn, Vizepräsident für Forschung, Wissenschaftlichen Nachwuchs und Internationales

Prof. Dr. Otto Richter, Präsident der Braunschweigischen Wissenschaftlichen Gesellschaft

Prof. Dr. Ralf Mendel, Geschäftsführender Leiter des Instituts für Pflanzenbiologie

Urbane Ruderalvegetation

Prof. Dr. Ingo Kowarik: Urbane Ruderalvegetation: allgemeine Wertschätzung oder nur ein Fall für Spezialisten?

Dr. Hans-Helmut Poppendieck: Vegetation der Mittelstreifen innerstädtischer Haupt- und Schnellstraßen in Hamburg

Mediterranraum

Prof. Dr. Erwin Bergmeier: Ruderal- und Segetalvegetation im Biosphärenreservat Prespa, NW-Griechenland

Prof. Dr. Ulrich Deil: Felshabitate als Refugien für Pflanzen und als Standorte mit starker phylogenetischer Nischen-Konstanz

Uwe Raabe: Auf der Suche nach einem der am stärksten gefährdeten Ackerunkräuter Europas - *Silene longipetala*

Biodiversität und Artenschutz

Dr. Andreas Zehm: Vom Wissen zum Handeln - Botanischer Artenschutz in Bayern

Dr. Peter Gausmann: Zur Bedeutung von linearen Raumstrukturen für das Wanderverhalten und die Ausbreitung gebietsfremder Pflanzenarten im Ruhrgebiet

Prof. Dr. Klaus Adolphi: Anmerkungen zur Bekämpfung „invasiver“ Arten

Prof. Dr. Dietmar Zacharias: Zur Biodiversität der Pflanzen in unserer Ernährung

Prof. Dr. Agnieszka Piernik: Saline Vegetation in Poland

Prof. Dr. Thomas Kaiser: Flora der historischen Parkanlagen Celles

Dr. Hans-Ulrich Kison: Die Flechten des Nationalparks Harz

Abschlussbemerkung

Autorin

Dr. Christiane Evers

Technische Universität Braunschweig

Institut für Pflanzenbiologie, AG Vegetationsökologie

Mendelssohnstr. 4

38106 Braunschweig

c.evers@tu-braunschweig.de

Anmerkungen und Ergänzungen zur Flora der Nordseeinsel Borkum (Ostfriesische Inseln, Niedersachsen)¹

Thomas Junghans

Abstract

Most of the alien plant species observed on the island of Borkum (East Frisian Islands, Lower Saxony) are cultivated for ornamental reasons, in some cases they escape from horticulture in a highly dynamic process. Many of them occur next to the cultivated sites on typical urban habitats like walls and roadsides while some seems to become naturalized on near-natural locations leading to a change in the floristic composition of the island flora.

1. Einleitung

Die Flora von Borkum ist bereits seit Mitte des 19. Jahrhunderts Gegenstand botanisch-floristischer Erforschung (Literaturübersicht z.B. bei BÜSCHER 2009), den aktuellen Kenntnisstand geben die umfangreichen Publikationen von METZING et al. (2008) und BÜSCHER (2009) wider, weitere Hinweise zu verschiedenen Arten finden sich auch bei THORENMEIER (2009). Speziellere Aspekte wie z.B. Vorkommen und Verbreitung von Neophyten wurden von FEDER (2006), HAHN (2006) und KRAUSS et al. (2006), die Auswirkungen verschiedener Straucharten auf die Artenvielfalt von Dünengebüschen von JUNGHANS (2010a) untersucht. Da die Natur und somit auch die Pflanzenwelt einem permanenten Wandel unterworfen ist, stellen die zu bestimmten Zeitpunkten gemachten Beobachtungen allerdings nur Momentaufnahmen da, die einer fortgesetzten Ergänzung bedürfen. So dienen wohl auch die in den letzten Jahren gemachten Neufunde (z.B. JUNGHANS 2010b, 2012a, b, c, d, 2015) weniger der Vervollständigung floristischen Wissens, es sind vielmehr höchst unzureichende Versuche, mit den rasanten Florenveränderungen Schritt zu halten. Diese sind sicher zum Teil auch Folge der globalen Klimaerwärmung, vor allem sind es aber die sehr direkten Auswirkungen des ausgesprochen vielfältigen anthropogenen Wirkens, das in Form von Bautätigkeiten, Warenverkehr oder der Zierpflanzenkultur entsprechenden Niederschlag findet. Besonders letztere entfaltet große Dynamik und gehört zu den wichtigsten Faktoren, die heute das Erscheinungsbild von Natur und Landschaft prägen (z.B. BRANDES & SCHLENDER 1999, JUNGHANS 2012a, HULME et al. 2017). Auch auf Borkum sind

¹ Herrn Prof. Dr. Dietmar Brandes mit den besten Wünschen zum 70. Geburtstag gewidmet.

Verwilderungen von Zierpflanzen allenthalben zu beobachten, wobei diese aufgrund der besonderen Inselform (mit einer im absoluten Sinne zu verstehenden begrenzten Verfügbarkeit geeigneter Wuchsorte) im Vergleich zu touristisch ähnlich geprägten Festlandsorten (mit sicher vergleichbarer Zierpflanzen-Verwendung sowohl auf öffentlichen wie auf privaten Flächen) deutlich ausgeprägter, zumindest aber auffälliger erscheint. Von den bislang beobachteten subspontan auftretenden Zier- oder Nutzpflanzen sollen an dieser Stelle einige ausgewählte Arten näher betrachtet werden, zudem wird auf einige weitere bemerkenswerte Pflanzenvorkommen hingewiesen. Referenzwerke für die zugrunde liegenden floristischen Daten sind vor allem METZING et al. (2008) und BÜSCHER (2009), außerdem der Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands (hier kurz Bundesatlas genannt). Die Nomenklatur folgt GARVE (2007), dort nicht verzeichnete Sippen nach JÄGER et al. (2008). Die meisten Angaben beziehen sich auf das MTB 2406/11, das den größten Teil des Siedlungsbereichs umfasst.

2. Kurze Bemerkungen zur Adventivflora von Borkum

Die rund 50 Adventivarten, die vom Verfasser seit 2007 subspontan beobachtet wurden, sind überwiegend neophytische Zierpflanzen. Einige von diesen waren bereits nach einmaligem Auftreten wieder spurlos verschwunden, wie z.B. eine einzelne Pflanze von *Amaranthus caudatus*. Manche Arten wie z.B. *Antirrhinum majus* sind trotz häufigem Auftreten im Siedlungsbereich noch immer unbeständig, was auch am Fehlen großflächiger Brach- und Ruderalstellen liegen kann. Auch Arten wie *Buddleja davidii* und *Datura stramonium* dürften beim Vorhandensein entsprechend geeigneter Standorte so bereits wesentlich häufiger sein. Ein gutes Beispiel bietet auch *Papaver somniferum*, der typischerweise (und auch auf Borkum) immer wieder einmal unbeständig auftritt, sich aber auf geeigneten Standorten auch etablieren kann (z.B. ein seit mindestens 2010 bestehendes Vorkommen auf einer Ruderalstelle im Hafen, gegenüber des Zoll-Gebäudes).

Die Mehrzahl der Verwilderungen spielen sich in mehr oder weniger unmittelbarer Umgebung der Anpflanzungen ab. Arten wie *Lavandula angustifolia*, *Campanula persicifolia*, *Campanula poscharskyana* (und/oder *C. portenschlagiana?*), *Lobularia maritima*, *Erysimum cheri* oder *Tropaeolum majus* sind daher vor allem in Ritzen von Gehwegen, an der Außenseite von Gartenmauern oder an Straßen- und Wegrändern zu finden. Auch gibt es praktisch keine Ligusterhecke ohne darunter wachsende dichte Bestände von *Parietaria judaica*, die sich auch massenhaft in Pflasterritzen von Wegen oder Grundstückseinfahrten o.ä. wiederfindet, und dass, obwohl HAHN (2006: 74) noch vor wenigen Jahren nur ein Vorkommen mit wenigen Exemplaren für Borkum aufführt!

Wo naturnahe Flächen in geringer räumlichen Nähe vorhanden sind (etwa Randdünen im Siedlungsbereich), können sich Zierpflanzen selbstständig dorthin ausbreiten, oft dürften Vorkommen an Dünenrändern aber auf entsorgte Gartenabfälle zurückzuführen sein, wie man vor Ort regelmäßig beobachten kann. Auf diese Weise konnte sich z.B. *Cerastium tomentosum* an vielen Stellen etablieren, wobei der Ausbreitungsprozess noch nicht abgeschlossen ist. Teilweise können derartige Vorkommen noch überwiegend unbeständig sein wie im Falle von *Papaver orientale*, *Lilium bulbiferum* und *Hemerocallis fulva*, verschiedene Arten wie etwa *Solidago canadensis*, *Onopordum acanthium* oder *Cotoneaster divaricatus* erscheinen dagegen aber bereits an einigen Stellen lokal etabliert zu sein. Derartige Ausbreitungsprozesse können mit großer Dynamik erfolgen und so bereits nach wenigen Jahren das Erscheinungsbild der Stadtflora (zumindest an manchen Stellen) sowie der Dünenflora in Siedlungsnähe nachhaltig verändern, wie das Beispiel *Alcea rosea* anschaulich

zeigt. Bei manchen Arten, die bislang noch ausschließlich gepflanzt beobachtet werden, ist aufgrund der Erfahrungen in anderen Regionen ebenfalls zukünftig mit Verwilderungen zu rechnen, Beispiele sind einige prächtige Exemplare von *Ficus carica* oder auch den schon in vielen Gärten vorhandenen *Alchemilla mollis*.

Unter den verwildernden Zierpflanzen finden sich auch einige in Deutschland einheimische Arten, wie z.B. Gartenformen von *Aquilegia vulgaris*, deren Vorkommen bislang unbeständig bleiben. Meist weißblütige Gartenformen von *Campanula persicifolia* scheinen im Siedlungsbereich in Einbürgerung begriffen zu sein, bereits deutlich weiter fortgeschritten ist die Einbürgerung von Gartenformen von *Digitalis purpurea*, die vor allem auf Dünen in Siedlungsnähe weit verbreitet sind.

Im Folgenden sollen auf bestimmte Vorkommen einiger Neophyten etwas ausführlicher eingegangen werden, teils handelt es sich dabei um Neufunde, teils wird über die weitere Ausbreitung bzw. über eine diesbezüglich bemerkenswerte Dynamik berichtet.

Ailanthus altissima

Der Götterbaum wurde auf Borkum bislang nur an einer Stelle angepflanzt gesehen (Deichstraße, gegenüber Supermarkt Markant). Von einer stattlichen Pflanze am Rande einer Rasenfläche ausgehend, finden sich mehrere bis ca. 1m hohe verwilderte Individuen in einer Entfernung bis zu etwa 6m im Bereich der gepflasterten Grundstückszufahrt und des ruderalen Grünstreifens am Zaun entlang (erstmals im August 2014 beobachtet). Sollte die Pflanze häufiger angepflanzt werden, könnte sie sich nicht nur im Siedlungsbereich sondern auch auf Sandflächen und Dünenrändern einbürgern.

Alcea rosea

Alcea rosea wird nicht in der Borkum-Literatur genannt, auch im Bundesatlas wird sie nicht erwähnt. Die Sippe weist auch auf Borkum eine beachtliche Ausbreitungsdynamik auf und hat sich ausgehend von zahlreichen Anpflanzungen (z.B. Vorgärten in der Von-Freese-Str.) an verschiedenen Stellen auf in der Nähe befindliche Ruderalstellen entlang von Wegen und in Dünen ausbreiten können. Eine weitere Ausbreitung und nachfolgende Etablierung ist wahrscheinlich.

Buddleja davidii

Vorkommen des Sommerfliers wurden für Borkum bislang nicht genannt, auch im Bundesatlas fehlt die Pflanze. Erstmals wurde auf Borkum im Juli 2015 eine ca. 1m hohe Pflanze auf einer durch den Abriss eines Gebäudes kurzfristig entstandenen Brachfläche gefunden (Westerstraße, gegenüber Volksbank), durch die nachfolgende Bebauung ist das Vorkommen wenig später wieder erloschen. Ferner konnte im August 2015 eine Jungpflanze an einem Kanaldeckel im Straßenpflaster gefunden werden (Norderstr.). Insgesamt wird die Art noch selten angepflanzt (z.B. mehrere Pflanzen in einem Eckgarten bei der Reedestraße kurz vor der Einmündung Jakob-Van-Dyken-Weg), häufigeres Pflanzen würde auch auf Borkum mit einiger Wahrscheinlichkeit zur Etablierung (auch auf naturnahen Standorten) führen können.

Claytonia perfoliata

BÜSCHER (2009) nennt die Sippe „stellenweise häufig im besiedelten Bereich“ (Friedhof, Beete, Gärten, Kurhaus, Wegränder). Die in den letzten Jahren beobachtete bemerkenswerte Ausbreitungsdynamik, die größtenteils auf Verschleppungen (z.B. mit Sand oder anderem Substrat von Baustellen) beruhen dürfte, soll hier kurz skizziert werden: Während 2010 und 2011 im Bereich der Hafenböschung (nähe Feuerschiff) nur vereinzelt einige Pflanzen gefunden wurden, waren hier 2013 auf einer Länge von etwa 50m bereits rund 100 Pflanzen vorhanden. Seit 2016 findet sich die Art hier massenhaft in den Lücken der Steinböschung. Im Bereich des Aussichtspunktes an der Steernklipp-Düne wuchsen 2013 erstmals ca. 40 Pflanzen im sandigen Wegrand, womöglich wurden diese im Zuge der Erneuerung des Geländers dort eingeschleppt. Ebenfalls im Zuge der umfangreichen Bauarbeiten zur Erneuerung der Strandpromenade waren 2013 zahlreiche Pflanzen auf den stark gestörten Brachflächen in der Nähe des Restaurants „Heimliche Liebe“ vorhanden. Seit 2016 konnten erstmals Vorkommen in den Weißdünen im Bereich des Nordstrands (entlang der Strandpromenade westlich der Knappschaftsklinik) beobachtet werden, teils auf offenen Sanden, teils unter bzw. inmitten Strandhafer-Pflanzen. Ähnliche Beobachtungen finden sich bei BERNHARDT (1994) von Baltrum. Aufgrund der großen Plastizität der Art, könnte sich *Claytonia perfoliata* somit auch auf naturnahen Dünenstandorten etablieren.

Corispermum leptopterum

Auch *Corispermum leptopterum* befindet sich seit Jahren in Ausbreitung, ähnlich wie bei *Claytonia* dürften hierfür vor allem Verschleppungen ursächlich sein (allerdings ist die Ausbreitungsdynamik nicht vergleichbar). BÜSCHER (2009) nennt Spülsäume vor Greune Stee und einen Abfallplatz im Hafen als Wuchsorte. Der Verfasser fand die Art seit 2010 mehrfach im Gleisschotter der Inselbahn, z.B. ca. 50m vor dem Ortsteil Reede (Hafen), im Bereich Deichstraße/Ankerstraße und beim Gleisübergang bei der Von-Freese-Straße. Zusätzlich wurde 2014 ein aus etwa 30 Pflanzen bestehender Bestand in den Dünen im Nordwesten der Insel (nähe Café Sturmeck) gefunden.

Datura stramonium

BÜSCHER (2009) hat die Pflanze in einem Garten gesehen, der Verfasser fand im August 2017 ein aus wenigen Pflanzen bestehendes Vorkommen an einem ruderalen Wegsaum zusammen mit *Anchusa arvensis* (Boeddinghausstr.). Da (großflächigere) Ruderalstellen auf Borkum weitgehend fehlen, sind auch typische Arten wie *Datura stramonium* oder auch *Amaranthus retroflexus* insgesamt recht selten.

Echium plantagineum

In der Nähe des vorgenannten Standorts (hinter Knappschaftsklinik, seitlich Boeddinghausstr.) konnte im August 2017 ein Exemplar von *Echium plantagineum* an einem ruderalen Dünenrand beobachtet werden. Reste von Erdballen, einige *Iris*-Pflanzen und sehr viel *Cerastium tomentosum* in unmittelbarer Nähe sprechen für eine Ausbringung (wenn nicht direkte Anpflanzung) mit Gar-

tenabfallen. Die Pflanze fehlt in der Borkum-Literatur, auch im Bundesatlas wird sie nicht erwähnt. Entsprechende Vorkommen dürften in der Regel unbeständig sein.

Gaillardia-Hybriden

Die Sippe wird weder in der Borkum-Literatur noch im Bundesatlas erwähnt, obwohl bereits etablierte Vorkommen z.B. in der nördlichen Oberrheinebene (Mannheim) existieren (JUNGHANS 2017). Auf Borkum bislang noch recht selten, seit Juli 2015 aber z.B. im Barbaraweg im Wegsaum bzw. in den Pflasterritzen des Weges mehrere Pflanzen vor einem Garten beobachtet, dort auch noch im August 2017 vorhanden. Eine lokale Einbürgerung erscheint durchaus möglich.

Glaucium flavum

Die salztolerante Art kam schon im 19. Jahrhundert auf Borkum vor, wobei sie wohl infolge der Sturmflut von 1825 von der englischen Küste herangespült wurde und noch im Jahre 1832 an einigen Stellen auf der Insel vorhanden war (VAN DIEKEN 1970: 142).

Bei dem seit Juli 2016 beobachteten Vorkommen handelt es sich dagegen um Verwildierungen einer Kultursippe, die im Bereich des Walfängerfriedhofs am alten Leuchtturm in den Beeten vielfach angepflanzt wird. Zahlreiche Jungpflanzen finden sich hier in den Pflasterritzen des Weges wie auch an Beet- und Wegrändern im Umkreis von mehreren Metern um die Anpflanzungen. Aufgrund des offensichtlich vorhandenen Ausbreitungspotenzials und durch zusätzliche Verschleppungen könnte sich die Sippe im Siedlungsbereich durchaus einbürgern.

Impatiens glandulifera

BÜSCHER (2009) erwähnt eingebürgerte Vorkommen der Sippe im Ostland, dort wurde die Pflanze vom Verfasser nur 2014 einmal gesehen, größere Bestände an mehreren Stellen scheint es hier nicht (mehr?) zu geben. Seit August 2010 werden dagegen an mehreren Stellen der Greune Stee kleinere Vorkommen in den Gebüschern der Dünenränder beobachtet. Aufgrund der Nähe zu Gärten scheinen hier auch weitere Einschleppungen wahrscheinlich, so dass sich die bislang auf der Insel noch recht seltene Art weiter ausbreiten dürfte.

Lupinus polyphyllos

Nach BÜSCHER (2009) ist die Pflanze noch sehr zerstreut, größere eingebürgerte Vorkommen existieren nahe der Mülldeponie und entlang der Inselbahntrasse nahe der Reede. Hier beobachtet auch der Verfasser seit Jahren die weitere Ausbreitung, wobei 2013 ein erstes Individuum südlich des Weges in der Dünenvegetation rund 10m oberhalb der Anpflanzungen in der Böschung neben den Bahngleisen beobachtet werden konnte. 2015 war immer noch nur diese eine Pflanze vorhanden, seit August 2017 wachsen hier zwei Pflanzen, eine weitere Ausbreitung scheint zumindest im Bereich der hier befindlichen weiten Dünen- und Wiesenflächen nur eine Frage der Zeit zu sein.

Senecio inaequidens

Nach BÜSCHER (2009) war die Art schon vor etwa 10 Jahren recht verbreitet, er beobachtete sie z.B. an Spülsäumen im Westen wie auch mehrfach im besiedelten Bereich, z.B. viel im Bereich Reede, hier besonders im Jachthafen. FEDER (2005) berichtet von seit 2003 gesehenen Beständen im Bereich Greune Stee. Hier ist die Pflanze mittlerweile sowohl auf Primärdünen wie auch in Kriechweiden-, Sanddorn- und Kartoffelrosen-Gebüsch praktisch flächendeckend verbreitet. Zusätzlich wird sie seit 2014 auch in den Dünen am Nordstrand in der Nähe der Knappschafsklinik beobachtet. Hier wird sie von Jahr zu Jahr häufiger, gleiches gilt für das Hafengebiet, wo sie erstmals 2010 in der Nähe des Feuerschiffs auftrat, dort ist sie heute überall in den Böschungen, an ruderalen Wegrändern und den umliegenden Grünflächen zu finden. Die Sippe wurde von VAN DIEKEN (1970) noch nicht aufgeführt, dürfte also frühestens im Laufe der 1970er Jahre erstmals auf Borkum aufgetreten sein. Nach rund 50 Jahren hat sie mittlerweile den größten Teil der Insel erobert.

Tragopogon porrifolius ssp. *porrifolius*

Die in früheren Zeiten feldmäßig angebaute Sippe wurde auf Borkum 1930 verwildert beobachtet (SCHARPHUIS 1932/33), ist seitdem aber offensichtlich wieder verschwunden, da sie in der Literatur nirgends erwähnt wird, auch im Bundesatlas fehlt sie. Im Mai 2011 fand der Verfasser ein aus mehreren kleinen Teilpopulationen bestehendes Vorkommen im Bereich der Inselbahngleise auf Schotter und an einem sandigen Wegrand bzw. an einer leicht geneigten Böschung auf einer Länge von etwa 40m. Als Begleiter treten *Plantago lanceolata*, *Carex arenaria*, *Hypericum perforatum*, *Oenothera biennis*, *Bromus hordeaceus* und weitere Arten auf. Das Vorkommen ist auch aktuell noch vorhanden und besteht je nach Zeitpunkt und Intensität der auf den Schienen begleitenden Flächen stattfindenden Mahd in jedem Jahr aus bis zu 20 Exemplaren. Über die Herkunft der Pflanzen ist nichts bekannt, Anbau oder Anpflanzung wurden jedenfalls an keiner Stelle der Insel bislang beobachtet. Die Pflanze kann als lokal eingebürgert eingestuft werden.

3. Weitere bemerkenswerte Pflanzenvorkommen

Crambe maritima

Die an der Atlantikküste und den Küsten von Nord- und Ostsee verbreitete Art wurde im Bereich der Ostfriesischen Inseln zum ersten und einzigen Mal in den 1830er Jahren auf Norderney gefunden (GARVE 2007: 54). Nach METZING (2005) fehlt die Art im Wattenmeer weitgehend, ein Fund auf Wangerooge wird als „wohl sicher irrig“ eingestuft. Während METZING & al. (2008) den Meerkohl in ihrer Übersicht über die Farn- und Blütenpflanzen der Ostfriesischen Inseln nicht aufführen, bezeichnen PETERSEN & POTT (2005: 49) die Art als eine der „bestandsbildenden Pflanzen“ in den Spülsaumgesellschaften der Wattenmeerinseln. In neueren Abhandlungen über die Borkumer Inselflora (z.B. BÜSCHER 2009, THORENMEIER 2009) ist die Sippe nicht enthalten. Aktuelle Fundangaben aus dem deutschen Nordseeraum stammen von ADOLPHI (2008) für Helgoland sowie GARVE (pers. Mitteilung, Sept. 2010) für Sylt. Zusätzlich zu dem 2010 entdeckten Vorkommen im Jachthafen, das aktuell aus etwa 10 Pflanzen besteht, wurde eine Einzelpflanze von *Crambe maritima* im Juni 2015 in der Steinböschung des Hafenbeckens (nahe der Einmündung Oostkaje) gefunden. Da hier in unregelmäßigen Abständen gemäht wird, dürfte die

noch immer vorhandene Pflanze kaum zur Blüte gelangen. Ob sie dem etwa 400m entfernten Vorkommen entstammt oder neu eingetragen wurde, bleibt unklar, für letzteres spricht jedenfalls die in den letzten Jahren beobachtete neuerliche Ausbreitung im deutschen Nordseegebiet.

Helichrysum luteoalbum und *H. arenarium*

Helichrysum luteoalbum gilt im Naturraum Küste in Niedersachsen als stark gefährdet (GARVE 2004), auch auf Borkum war die Pflanze immer selten (VAN DIEKEN 1970), so nennt etwa BUCHENAU (1901) ein Vorkommen im Ostland. Aktuelle Nachweise finden sich weder bei BÜSCHER (2009) noch bei METZING et al. (2008). Allerdings wurden im Küstenbereich seit etwa Mitte der 1990er Jahre einige neue Vorkommen entdeckt, darunter z.B. Vorkommen im Landkreis Wittmund (FEDER & SCHÄFER 2003) oder ein Massenbestand an einem Kraftwerk in Bremen (CORDES et al. 2006). Weitere Funde in Niedersachsen (FEDER 2012) belegen die wohl auf Ein- und Weiterverschleppungen beruhende neuerliche Arealerweiterung, wie sie auch in anderen Bundesländern zu beobachten ist, z.B. in Nordrhein-Westfalen (JUNGHANS & HÖVELMANN 2011).

Auf Borkum fand der Verfasser 2015 ein aus rund 150 Pflanzen bestehendes Vorkommen in Backsteinbecken oberhalb der Hauptstrandpromenade (JUNGHANS 2012b). In diesen werden typische Dünenarten wie Strandhafer und Meersenf angepflanzt, womöglich wurde *Helichrysum luteoalbum* beim Bau der Becken oder bei der Bepflanzung eingeschleppt. Auch aktuell ist die Art hier noch vorhanden, die Populationsgröße ist aufgrund starker Konkurrenz von Unkrautarten mittlerweile aber deutlich reduziert. Außerdem wurde in diesen Becken 2016 ein aus etwa 30 Pflanzen bestehendes Vorkommen von *Helichrysum arenarium* entdeckt. Dieses war sicher schon im Vorjahr vorhanden, wo die nicht blühenden, nur als Rosetten vorhandenen Pflanzen wegen des massenhaften Vorkommens von *Helichrysum luteoalbum* aber irrtümlich auch für diese Art gehalten wurden. *Helichrysum arenarium* wurde auf den Ostfriesischen Inseln bislang nur auf Langeoog nachgewiesen (VAN DIEKEN 1970), ist dort aber seit langer Zeit verschollen (FEDER & SCHÄFER 2003). Ob sich die im Bereich Küste als ausgestorben geltende Pflanze (RL 0 nach GARVE 2007, METZING et al. 2008) auf Borkum etablieren können, bleibt abzuwarten, geeignete Standorte sind jedenfalls auch in nächster Nähe der Vorkommen im Bereich der Strandpromenade reichlich vorhanden.

4. Ausblick

Die allorts festgestellten Verwilderungs- und Etablierungstendenzen überwiegend neophytischer Zierpflanzen (z.B. BRANDES & SCHLENDER 1999, 2003, JUNGHANS 2012a, 2014a, 2014b, HAEUPLER et al. 2015, BRANDES 2016) sind auch auf Borkum zu beobachten. Als weltweit wichtigster Faktor für die Einbringung invasiver Pflanzen und den damit möglicherweise einhergehenden negativen Auswirkungen für die jeweilige einheimische Flora sieht sich die Zierpflanzenkultur mit Forderungen nach Einfuhrbeschränkungen oder Verkaufsverboten für bestimmte Arten konfrontiert, auch bessere Verbraucherinformationen, die z.B. zu einer Veränderung des Kaufverhaltens führen können, werden eindringlich diskutiert (z.B. HULME et al. 2017). Bezogen auf die spezielle Situation von Borkum könnte man z.B. versuchen, mittels gezielter Informationsmaßnahmen durch die Gemeinde das weit verbreitete und gewohnheitsmäßige Entsorgen von Grünabfällen aus Privatgärten als sicher wichtigste Verschleppungsquelle für neophytische Zier-

pflanzen deutlich zu reduzieren. Die Bewohner trügen damit nicht nur zum Erhalt ihrer eigenen Natur bei, sondern auch zur Festigung ihrer fast gänzlich auf Tourismus fußenden ökonomischen Lebensgrundlage, die in beträchtlichem Maße auch von einer intakten und typischen Inselflora und einem entsprechend ausgeprägten Landschaftsbild abhängt. Hierzu muss aber die Gemeinde selbst auch in sehr viel größerem Umfang beitragen. Anpflanzungen mit neophytischen Zierpflanzen im Außenbereich des Siedlungsraums müssen im Hinblick auf deren mögliches Ausbreitungspotenzial kritisch betrachtet werden, will man nicht großflächig zu nachhaltigen Veränderungen der Landschaft beitragen. Gleichzeitig muss aber auch der Artenschutz verbessert werden, so ist es nicht akzeptabel, dass z.B. Vorkommen der geschützten Stranddistel (*Eryngium maritimum*) im Zuge der Erneuerung der Strandpromenade vernichtet wurden (JUNGHANS 2015).

Zu den 42 von HAHN (2006) für Borkum aufgeführten etablierten Neophyten sind in den letzten Jahren weitere hinzugekommen, auch wenn deren Etablierungsgrad nicht immer leicht zu beurteilen ist. Bezogen auf die Gesamtartenzahl (655 Arten nach METZING et al. 2006), dürfte der Neophytenanteil damit auch bereits deutlich über 6,4% liegen. Wie oben am Beispiel einiger Arten gezeigt wurde, sind Ausmaß und Dynamik von Verwilderungs- und Etablierungsprozessen dabei teilweise schon sehr bemerkenswert. Innerhalb weniger Jahre kann es so unter tätiger Mitwirkung des Menschen zu sehr beachtlichen Florenveränderungen kommen, die vor allem, aber nicht ausschließlich, den Siedlungsbereich betreffen und die möglichen Auswirkungen der Klimaerwärmung weit übertreffen (z.B. JUNGHANS 2010c, 2016).

Literatur

- ADOLPHI, K. (2008): Neues zur Flora von Helgoland. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9: 9-19.
- BERNHARDT, K.-G. (1994): Soziologie und Dynamik der *Claytonia perfoliata*-Bestände auf der ostfriesischen Insel Baltrum. Flor. Rundbr. 28 (1): 62-67.
- BRANDES, D. & SCHLENDER, H. (1999): Zum Einfluß der Gartenkultur auf die Flora der Wald-ränder. Braunsch. Naturkd. Schr. 5 (4): 769-779.
- BRANDES, D. (2003): Die aktuelle Situation der Neophyten in Braunschweig. Braunschweiger Naturkundliche Schriften 6 (4): 705-760.
- BRANDES, D. (2016): Über einige Neufunde von Neophyten in Braunschweig und Umgebung. Florist. Rundbriefe 50: 37-59
- BUCHENAU, F. (1901): Flora der Ostfriesischen Inseln. 4. Aufl. Leipzig; 213 S.
- BÜSCHER, D. (2009): Beiträge zur Flora der Nordseeinsel Borkum. Abh. Westfäl. Museum Naturkunde 71 (2), 1-96.
- CORDES, H., FEDER, J., HELLBERG, F., METZING, D. & WITTIG, B. (2006): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen des Weser-Elbe-Gebietes. Bremen, 508 S.

- DIEKEN, J. VAN (1970): Beiträge zur Flora Nordwestdeutschlands unter besonderer Berücksichtigung Ostfrieslands. Verlag C.L. Mettker & Söhne: Jever; 284 S.
- FEDER, J. (2005): Das Schmalblättrige Greiskraut *Senecio inaequidens* DC. In Ostfriesland. Beitr. z. Vogel- und Insektenwelt Ostfrieslands 226: 12.
- FEDER, J. (2006): Die Neophyten der Ostfriesischen Inseln (einschließlich Wangerooge). Beitr. z. Fauna & Flora Ostfrieslands 251: 23-27.
- FEDER, J. (2012): Bemerkenswerte Pflanzenfunde an Straßen und auf Plätzen in Niedersachsen und Bremen. Bremer Botanische Briefe 14: 10-42.
- FEDER, J. & SCHÄFER, B. (2003): Flora des Landkreises Wittmund. Heimatverein „Altes Amt Friedeburg e.V.“ Friedeburg, Selbstverlag; 140 S.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24(1): 1-76.
- GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen 43. Hannover; 507 S.
- HAEUPLER, H., ADOLPHI, K. & GAUSMANN, P. (2015): Von Immergrünen und Lianen in Nordrhein-Westfalen. Florist. Rundbriefe 48/49: 87-108.
- HAHN, D. (2006): Neophyten der Ostfriesischen Inseln. Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer 9: 1-176.
- HULME, P. E., BRUNDU, G., CARBONI, M., DEHNEN-SCHMUTZ, K., DULLINGER, S., EARLY, R., ESSL, F., GONZÁLEZ-MORENO, P., GROOM, Q. J., KUEFFER, C., KÜHN, I., MAUREL, N., NOVOA, A., PERGL, J., PYŠEK, P., SEEBENS, H., TANNER, R., TOUZA, J. M., VAN KLEUNEN, M. & VERBRUGGE, L. N. H. (2017): Integrating invasive species policies across ornamental horticulture supply chains to prevent plant invasions. J. of Applied Ecology 55 (1): 92-98.
- JÄGER, E. J., EBEL, F., HANELT, P. & MÜLLER, G. K. (Hrsg.) (2008): Exkursionsflora von Deutschland. Band 5, Krautige Zier- und Nutzpflanzen. Springer: Berlin, Heidelberg; 880 Seiten.
- JUNGHANS, TH. (2010a): Auswirkungen verschiedener Straucharten auf die Artenvielfalt von Dünengebüschen auf Borkum (Ostfriesische Inseln, Niedersachsen). Drosera 1/2: 45-48.
- JUNGHANS, TH. (2010b): Ein bemerkenswerter Neufund des Meerkohls (*Crambe maritima*) auf Borkum (Ostfriesische Inseln, Niedersachsen). Florist. Rundbriefe 44: 26-30.
- JUNGHANS, TH. (2010c): Neophytenfluren statt Orchideenwiesen? Kurze Anmerkungen zu einigen Auswirkungen des Klimawandels auf die Pflanzenwelt. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. 21(1): 15-26.
- JUNGHANS, TH. (2012a): Über einige verwildernde Zier- und Nutzpflanzen auf Borkum (Ostfriesische Inseln, Niedersachsen). Flor. Rdbr. 45/46: 71-78.
- JUNGHANS, TH. (2012b): Über ein bemerkenswertes Vorkommen des Gelbweißen Schein-Ruhrkrauts (*Helichrysum luteoalbum*) auf Borkum (Ostfriesische Inseln). Drosera 1/2: 123-125.
- JUNGHANS, TH. (2012c): Kurze Anmerkungen zur Flora von Borkum (Ostfriesische Inseln). Drosera 1/2: 115-120.

- JUNGHANS, TH. (2012d): Kurze Anmerkungen zur Verbreitung der Mauerraute (*Asplenium rutamuraria*) auf Borkum (Ostfriesische Inseln). *Drosera* 1/2: 121-122.
- JUNGHANS, TH. (2014a): Ausmaß und Dynamik der Verwilderung von Zierpflanzen am Beispiel von Mannheim. *Pollichia-Kurier* 30 (4): 6-9.
- JUNGHANS, TH. (2014b): Verwilderungs- und Etablierungstendenzen einiger neophytischer Ziergehölze im Raum Paderborn. *Natur und Heimat* 74 (4): 141-148.
- JUNGHANS, TH. (2015): Zur Verbreitung der Strand-Distel (*Eryngium maritimum*) auf Borkum (Ostfriesische Inseln, Niedersachsen). *Florist. Rundbriefe* 48/49: 109-117.
- JUNGHANS, TH. (2016): Zur Ausbreitung wärmeliebender und immergrüner Adventivgehölze im Kontext der Klimaerwärmung. *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* 22 (1): 85-104.
- JUNGHANS, TH. (2017): Erster Nachweis des Breitblättrigen Strandfleders (*Limonium latifolium*) in Baden-Württemberg und weitere bemerkenswerte Pflanzenfunde im Raum Mannheim. *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* 22 (2): 213-232.
- JUNGHANS, TH. & HÖVELMANN, TH. (2011): Aktuelle Ausbreitungstendenzen und Verbreitung von *Helichrysum luteoalbum* (L.) RCHB. in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung eines bemerkenswerten Neufundes in Paderborn. *Decheniana* 164: 57-64.
- KRAUSS, M., HAAS, S. & BOIE, I. (2006): Neophyten auf der Insel Borkum. *Geoökologisches Centralblatt* 3 (1): 1-15.
- METZING, D. (2005): Küstenflora und Klimawandel – der Einfluss der globalen Erwärmung auf die Gefäßpflanzenflora des deutschen Küstengebietes von Nord- und Ostsee. Diss. Universität Oldenburg.
- METZING, D., HEINE, K., EGGERS, P. & KUHBIER, H. (2008): Die Farn- und Blütenpflanzen der Ostfriesischen Inseln. In: NIEDRINGHAUS, R., HAESELER, V., JANIESCH, P. (Hrsg.): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln – Artenverzeichnisse und Auswertungen zur Biodiversität. Schriftenr. Nationalpark. Niedersächsisches Wattenmeer 11: 35-60.
- NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS E.V., BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands.
- PETERSEN, J. & POTT, R. (2005): Ostfriesische Inseln – Landschaft und Vegetation im Wandel. Veröffentlichung des Niedersächsischen Heimatbundes 15: 1-160
- SCHARPHUIS, A. (1932/33): Beitrag zur Flora Borkums. *Abh. Naturwiss. Verein Bremen* 28 (4): 277-286.
- THORENMEIER, C. (2009): Borkums Schätze der Natur. 1. Aufl., 322 S., Burkana: Borkum.

Autor:

Dipl.-Biol., Dipl.-Umweltwiss. Thomas Junghans
 Rotdornweg 47
 D-33178 Borcheln
 E-Mail: tjunghans@t-online.de

Tab. 1: Auswahl einiger Adventivpflanzen auf Borkum (vom Verfasser seit 2007 beobachtete Vorkommen).

Status: e = eingebürgert bzw. potenziell eingebürgert, d.h. dass sich die entsprechende Sippe mit großer Wahrscheinlichkeit einbürgern kann, falls dies nicht durch direkte anthropogene Tätigkeiten (z.B. Säuberungsmaßnahmen) verhindert wird.

u = unbeständig, nur vorübergehend beobachtet, nicht über mehrere Jahre am selben Standort vorkommend.

Arten	Status (eigene Einschätzung)
<i>Ailanthus altissima</i>	u-e
<i>Alcea rosea</i>	u-e
<i>Amaranthus caudatus</i>	u
<i>Amaranthus retroflexus</i>	e
<i>Antirrhinum majus</i>	u
<i>Buddleja davidii</i>	u
<i>Calendula officinalis</i>	u
<i>Campanula spec. div.</i>	u-e
<i>Cerastium tomentosum</i>	e
<i>Claytonia perfoliata</i>	e
<i>Corispermum leptopterum</i>	e
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	u-e
<i>Datura stramonium</i>	e
<i>Echium plantagineum</i>	u
<i>Erysimum cheiri</i>	u-e
<i>Fallopia japonica</i>	e
Gaillardia-Hybriden	u
<i>Glaucium flavum</i>	u-e
<i>Hemerocallis fulva</i>	u
<i>Hieracium aurantiacum</i>	u
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	e
<i>Ilex aquifolium</i>	e
<i>Impatiens glandulifera</i>	e
<i>Lavandula angustifolia</i>	u
<i>Lilium bulbiferum</i>	u
<i>Lobularia maritima</i>	u-e
<i>Lunaria annua</i>	u
<i>Lupinus polyphyllus</i>	e
<i>Lycium barbarum</i>	e
<i>Nepeta faassenii</i>	u-e
<i>Onopordum acanthium</i>	e
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	e
<i>Papaver orientale</i>	u-e
<i>Papaver somniferum</i>	e
<i>Parietaria judaica</i>	e
<i>Petunia hybrida</i>	u
<i>Phyllostachys spec.</i>	u
<i>Physalis franchetii</i>	u-e
<i>Pterocarya fraxinifolia</i>	u-e
<i>Rhus typhina</i>	e
<i>Rosa rugosa</i>	e
<i>Rubus laciniatus</i>	e

(Fortsetzung Tab. 1 nächste Seite)

(Fortsetzung Tab. 1)

Arten	Status (eigene Einschätzung)
<i>Rudbeckia grandiflora</i>	u-e
<i>Senecio inaequidens</i>	e
<i>Solidago canadensis</i>	e
<i>Solidago gigantea</i>	e
<i>Spiraea japonica</i>	u-e
<i>Stachys byzantina</i>	u-e
<i>Syringa vulgaris</i>	e
<i>Tradescantia anseronioides</i>	u
<i>Tragopogon porrifolius</i>	e
<i>Tropaeolum majus</i>	u
<i>Vicia faba</i>	u
<i>Viola cornuta</i>	u
<i>Viola wittrockiana</i>	u

Folgende Seiten: Abbildungen zu:

Thomas Junghans: Anmerkungen und Ergänzungen zur Flora der Nordseeinsel Borkum
(Ostfriesische Inseln, Niedersachsen)



Abb. 1: Subspontanes Individuum von *Lavandula angustifolia* in der Nähe von Anpflanzungen (Ortszentrum, Juli 2013).



Abb. 2: *Campanula poscharskyana* / *C. portenschlagiana* wird vielfach gepflanzt und verwildert zahlreich in benachbarten Mauerfugen oder im Pflaster von Wegen (Ortszentrum, Juli 2013).



Abb. 3: Eine große Anpflanzung von *Glaucium flavum* findet sich am alten Leuchtturm im Bereich des Wal-fängerfriedhofs. Zahlreiche Jungpflanzen treten hier in den Muschelbeeten und im Pflaster des angrenzenden Weges auf (Juli 2016).

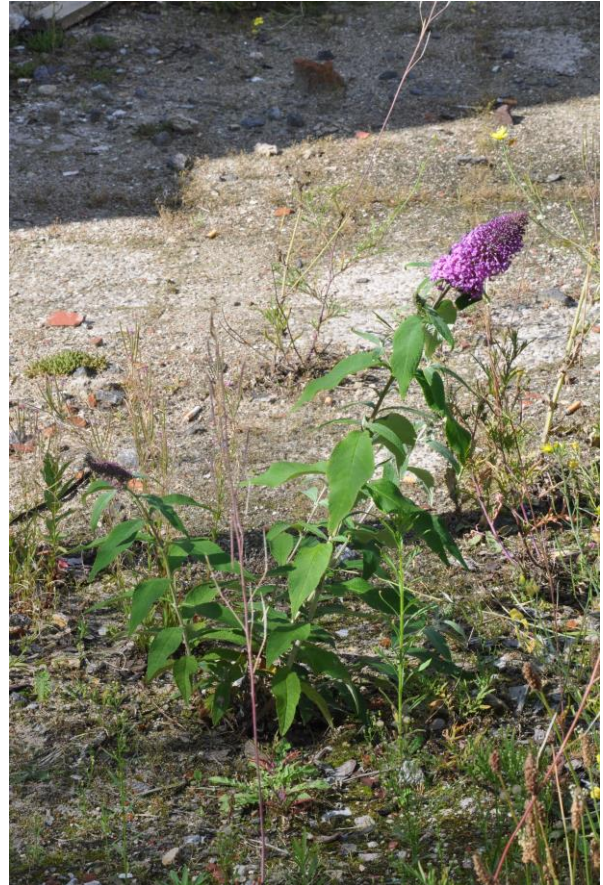


Abb. 4 (oben links): Einige Exemplare des Götterbaums unweit der Anpflanzung in einem Garten (Deichstraße, August 2015).

Abb. 5 (oben rechts): Noch wird der Sommerflieder offensichtlich nicht sehr häufig angepflanzt, entsprechend selten sind Verwilderungen (Westerstraße, August 2015).

Abb. 6 (unten links): Von Anpflanzungen am Siedlungsrand ausgehend, konnte sich *Rhus typhina* bereits an einigen Stellen auf Dünen ansiedeln (Kiebitzdelle, Juli 2014).



Abb. 7: Das Vorkommen von *Amaranthus caudatus* – ob mit Gartenabfällen ausgebracht oder vielleicht auch angesalbt – war bereits im Folgejahr wieder verschwunden (Rektor-Scharphuis-Weg, August 2012).

Abb. 8 (unten): Mit Gartenabfällen auf siedlungsnahen Dünenbereichen verschlepptes Vorkommen von *Hemerocallis fulva* (im Bereich zwischen Boeddinghausstr. und Knappschaftsklinik, Juli 2013).





Abb. 9: Wenige Pflanzen von *Lilium bulbiferum* auf Dünen in unmittelbarer Siedlungsnähe (nähe Boeddinghausstr., Juli 2013)



Abb. 10: Eine einzelne Pflanze von *Echium plantagineum* am Dünenrand in Siedlungsnähe (nähe Boeddinghausstr., August 2017).



Abb. 11 (links): Weit außerhalb des Siedlungsbereichs in der Außenböschung des Jachthafens findet sich das vermutlich mit Bauschutt verschleppte Vorkommen von *Phyllostachys spec.* (Juli 2013).

Abb. 12 (unten rechts): Ausgehend von Einschleppungen aus Gärten breiten sich Gartenformen von *Digitalis purpurea* an einigen Stellen auf der Insel weiter aus (Juli 2013).





Abb. 13: Immer noch recht selten aber mit deutlichem Ausbreitungspotenzial: *Impatiens glandulifera* (Dünen im Ostland, Juli 2014).



Abb. 14: *Alcea rosea* verwildert nicht nur im Siedlungsbereich häufig, sondern ist auch in den Dünen schon an manchen Stellen zu finden (Von-Freese-Str. Richtung Signalstelle, Juli 2016).



Abb. 15: *Lupinus polyphyllus* ist auf Borkum weiterhin in Ausbreitung begriffen (südlich der Kleinbahngleise nahe Reedestr., Juli 2013).



Abb. 16 (links oben): Innerhalb weniger Jahre entstandenes Massenvorkommen von *Claytonia perfoliata* im Hafenbecken unweit des Feuerschiffs (Mai 2016).

Abb. 17(oben): Auch in Weißdünen ist *Claytonia perfoliata* bereits an einigen Stellen zu finden und scheint sich auch hier weiter auszubreiten (Nordstrand, Mai 2016).

Abb. 18 (links unten): In Anpflanzungen auf der Hauptstrandpromenade werden den Inselbesuchern typische Dünenpflanzen präsentiert. Hier findet sich auch ein größeres Vorkommen von *Helichrysum arenarium*. Außerdem tritt hier auch *Helichrysum luteoalbum* auf (Juli 2016).

Abb. 19 (rechts unten): Wohl auch weil entsprechende Ruderalstandorte auf Borkum eher selten sind, gibt es nur wenige Vorkommen von *Datura stramonium* auf der Insel (nähe Boeddinghausstr., August 2017).





Abb. 20: *Corispermum leptopterum* kommt auf Borkum an einigen Stellen vor und befindet sich hier wohl in Ausbreitung (Dünen im Nordwesten der Insel nahe Café Sturmeck, Juli 2014).



Abb. 21: Direkt neben den Inselbahngleisen wächst *Tragopogon porrifolius* auf sandigen und steinigen Stellen (Bahnübergang bei Einfahrt zum Hafen, Reedestr., August 2015).



Abb. 22: Ein neues Vorkommen von *Crambe maritima* in der Steinböschung des Hafenbeckens (Oostkaje, Mai 2016).

Zur Bedeutung von linearen Raumstrukturen für das Wanderverhalten und die Ausbreitung gebietsfremder Pflanzenarten im Ruhrgebiet

The importance of linear spatial patterns for the migration behavior and spread of nonnative plant species in the Ruhr Basin

Peter Gausmann

Vorbemerkung

Prof. Dr. Dietmar Brandes zum 70. Geburtstag gewidmet. Der Verfasser wünscht dem Jubilar weiterhin viel Gesundheit und Erfolg bei seinen zukünftigen Vorhaben und Projekten sowie viele spannende floristische Funde und reichhaltige Impressionen!

Abstract

Channels, rivers, roads and railways are important pathways for the introduction and spread of nonnative vascular plants and furthermore biological invasions in Germany and Central Europe. The typical regional situation of the adventive flora of the Ruhr Basin among these linear corridors will be introduced and described, with a focus on the outlining of the involved taxa, their floristic status and establishing tendencies.

Keywords: vascular plants, adventive flora, archaeophytes, neophytes, nonnative species, invasive species, distribution, metropolitan areas, urban ecology

1. Einleitung

Natürliche oder künstliche lineare Strukturen in der Landschaft dienen häufig Tier- und Pflanzenarten als Ausbreitungs- und Wanderkorridore. Ausbreitungs- und Wanderungsprozesse innerhalb der Lebewelt lassen sich dabei sowohl entlang von Strukturen anthropogenen Ursprungs wie Autobahnen und Straßen, Eisenbahnstrecken und Kanälen als auch an natürlich entstandenen Strukturen wie Fließgewässern beobachten. Die räumlich-ökologische Funktion dieser Ausbreitungskorridore für die Pflanzenwelt ist mittlerweile lange bekannt und bereits ausführlich für Mitteleuropa dokumentiert worden (z. B. BRANDES & OPPERMAN 1995, KOWARIK & VON DER LIPPE 2008). Dabei fungieren sowohl stark künstliche Strukturen wie Straßen, Eisenbahnstrecken

und Kanäle als auch weniger stark anthropogen beeinflusste lineare Strukturen wie die vorhandenen größeren Flüsse des Ruhrgebietes (Lippe, Ruhr) als bedeutende Wanderkorridore für Gefäßpflanzenarten in diesem Ballungsraum.

Ein Ziel der Neophytenforschung ist neben der Identifizierung von Einwanderungstoren die Klärung des Einwanderungsweges und der Frage, ob sich bei der Einwanderung bestimmte räumliche und zeitliche Muster oder Abfolgen erkennen lassen. Die wissenschaftliche Erforschung solch räumlich-zeitlicher Einwanderungsprozesse – insbesondere zur Adventivflora – mündete in der Kreation eigener Fachtermini, um die beobachteten ausbreitungsbiologischen Phänomene präzise beschreiben zu können. So bezeichnet man in der Ökologie und den biologisch geprägten Wissenschaften die Migration entlang von Fließgewässern, Straßen und Eisenbahnstrecken auch als „fluminische“, „viatische“ und „ferroviatische“ Migration (DOMIN 1931, 1947, KOPECKÝ 1971). Die speziellen floristischen Verhältnisse im Ballungsraum Ruhrgebiet, die auch das Ergebnis von verschiedenen Einwanderungsprozessen gebietsfremder Pflanzenarten darstellen, sollen in dem vorliegenden Aufsatz näher vorgestellt werden.

2. Charakteristik des Untersuchungsraumes

Der Betrachtungs- und Untersuchungsraum der vorliegenden Arbeit umfasst die kommunalen Grenzen des Verbandsgebietes des Regionalverbandes Ruhr und schließt somit auch linksrheinische Teile des Ruhrgebietes sowie Bereiche nördlich der Lippe und südlich der Ruhr mit ein. Im Osten endet der Betrachtungsraum mit dem Stadtgebiet von Hamm. Naturräumlich betrachtet umfasst diese verwaltungstechnisch vorgenommene Abgrenzung des Ruhrgebietes Anteile von drei Naturräumen: Süderbergland, Westfälische Bucht und Niederrheinisches Tiefland. Die Westfälische Bucht und das Niederrheinische Tiefland lassen sich der planaren Stufe zuordnen, das Süderbergland gehört bereits zur Zentraleuropäischen Mittelgebirgsschwelle. Das Klima ist subozeanisch mit zumeist relativ milden Wintern und Jahresniederschlagssummen von ~ 800 mm/a (DEGE & DEGE 1980). Berücksichtigt werden muss jedoch der städtische Wärmeineffekt, wodurch die Jahresmitteltemperaturen im Ruhrgebiet gegenüber dem Umland um mehrere Grad Celsius erhöht sein können (KUTTLER 2013).

Das Ruhrgebiet stellt heute einen durch die Industrialisierung entstandenen Ballungsraum dar, der mit einer Gesamteinwohnerzahl von 5,05 Mio. Menschen (Stand 2017; REGIONALVERBAND RUHR 2018) nach den Metropolen London, Paris, Moskau und Istanbul bevölkerungsmäßig zu den größten in Europa gehört. Entsprechend hoch ist die durch die Industrialisierung und die Siedlungsaktivitäten bedingte anthropogene Beeinflussung der Lebensräume in dieser Region. Als von der Montan- und Schwerindustrie geprägte Metropolregion verfügt das Ruhrgebiet über eine gut ausgebaute Verkehrsinfrastruktur, sowohl was das Autobahn-, das Schienen- und das Kanalnetz anbelangt, da die für den Export vorgesehenen Rohstoffe und Produkte der Montanindustrie transportiert werden mussten. Im Zuge des starken wirtschaftlichen Wachstums der Region seit der Mitte des 19. Jahrhunderts entstand eine daran angepasste Verkehrsinfrastruktur, um benötigte Güter für die Produktion zu importieren und hergestellte Güter sowie Rohstoffe (allen voran die als „Schwarzes Gold“ bezeichnete Steinkohle) abzutransportieren. Bedeutende Verkehrsinfrastrukturelemente, welche im Zuge der Industrialisierung und in der Folgezeit entstanden, sind dabei das gut entwickelte Kanalnetz (Rhein-Herne-Kanal, Dortmund-Ems-Kanal, Wesel-Datteln-Kanal, Datteln-Hamm-Kanal), das auf Güter- und Personentransport abgestellte

Schienennetz der Bahn sowie ein dichtes Netz aus Bundesautobahnen (A 2, A 3, A 31, A 40, A 42, A 43, A 44, A 45, A 59) sowie Land- und Bundesstraßen und weitere Straßensysteme untergeordneter Hierarchie.

Drei in historischer Zeit einst natürliche Flüsse, allesamt Rhein-tributär, entwässern das Ruhrgebiet in westlicher Richtung, von denen zwei heutzutage gemäßigt und eines sehr stark technisch ausgebaut wurden: Ruhr, Emscher und Lippe. Ruhr und Lippe wurden bereits zu Beginn der Industrialisierung für den Schiffstransport (Treidelwirtschaft) technisch ausgebaut und mit Buhnen und Uferbefestigungen in Form von Steinschüttungen versehen, die Emscher wurde jedoch so stark überformt wie kaum ein anderes Fließgewässer in Mitteleuropa und für den Abwassertransport umfunktioniert. Hierfür wurde sie auf ihrer gesamten Länge begradigt und in Sohl-schalen eingefasst. Glücklicherweise wird aktuell die Renaturierung der Emscher umgesetzt und – soweit möglich – zumindest in Abschnitten wieder naturnah gestaltet, inklusive ihrer ebenfalls technisch ausgebauten Zuflüsse.

Durch den regen Gütertausch und den Import von Gütern aus anderen Regionen gelangten ab Mitte des 19. Jahrhunderts eine Vielzahl an eingeschleppten Pflanzenarten ins Ruhrgebiet, viele davon stammten aus dem Mittelmeerraum, was den Umstand unterstreicht, dass Häfen und Güterbahnhofe zu dieser Zeit bedeutende Einwanderungstore für gebietsfremde Pflanzenarten darstellten und aus diesem Grunde in den Fokus der Adventivfloristen rückten (vgl. HÖPPNER & PREUSS 1926, BONTE 1930, SCHEUERMANN 1930). Die meisten dieser oftmals Wärme liebenden Arten schafften es jedoch nicht, sich dauerhaft im Ruhrgebiet einzubürgern. Gleichzeitig wurden die urbanen Grünflächen weitestgehend nach den Bedürfnissen der Einwohner entwickelt und gartengestalterisch überprägt. Beides führte dazu, dass eine große Zahl an gebietsfremden Pflanzenarten – ob unbeabsichtigt oder beabsichtigt – in dieses Gebiet gelangten. Sowohl eingeschleppte Arten, aber auch solche, die aus Kultur verwilderten, bereicherten die Flora des Ruhrgebietes nachhaltig, insbesondere diejenigen, welche sich dauerhaft behaupten konnten und sich einbürgerten. Zu den wichtigen Komponenten der Ruhrgebietsflora zählen daher die Adventivpflanzen (KEIL & LOOS 2004a).

Somit kann das Ruhrgebiet heute, bedingt durch den starken Siedlungseinfluss, die hohe industrielle Aktivität und als Folge der hohen Siedlungsaktivitäten, als „Hot Spot“ der gebietsfremden Pflanzenarten in Deutschland angesehen werden (KEIL et al. 2008). Studien zur Anzahl gebietsfremder Arten im Ruhrgebiet (KEIL & VOM BERG 2001, KEIL & LOOS 2002, 2004b, 2005, GAUSMANN 2008) belegen diesen Umstand nachweislich.

3. Floristischer Status und Nomenklatur

Innerhalb der Floristischen Geobotanik hat sich bewährt, zur Beschreibung der Natürlichkeit und des Grades der anthropogenen Abhängigkeit von Pflanzenvorkommen eine präzise Terminologie hinsichtlich floristischer Statusangaben anzuwenden. Weitestgehend durchgesetzt hat sich die Statuszuordnung nach SCHROEDER (1969), welche Angaben zum geographischen Bezug einer Art im betreffenden Raum (einheimisch oder gebietsfremd) und ausschließlich bei den gebietsfremden Arten Aussagen zur Einwanderungszeit, zur Einwanderungsweise und zum Einbürgerungsgrad erlauben (vgl. hierzu auch KÜHN & KLOTZ 2002). Diese Terminologie von SCHROEDER findet im Rahmen der vorliegenden Arbeit Anwendung.

Die Statuszuordnung der Taxa richtet sich im Wesentlichen nach den Angaben für den rheinländischen Teil des Ruhrgebietes von DÜLL & KUTZELNIGG (1987) sowie für den westfälischen Teil nach RUNGE (1990). Die Nomenklatur der in dieser Arbeit verwendeten Pflanzennamen richtet sich nach dem Referenzwerk von BUTTLER & HAND (2008).

4. Ergebnisse

4.1 Autobahn- und Straßenwanderer (viatische Migranten)

Dass Fahrzeuge einen effektiven Ausbreitungsvektor für die entlang von Verkehrswegen wandernden Pflanzenarten darstellen ist in der Abhandlung von VON DER LIPPE & KOWARIK (2007) ausführlich beschrieben worden. Die Ausbreitung bzw. Verschleppung erfolgt hierbei offensichtlich durch Verdriftung von Diasporen oder Pflanzenteilen durch den von den Fahrzeugen produzierten Fahrtwind oder durch die Anhaftung der Diasporen an den Reifen (VON DER LIPPE et al. 2013). Somit stellen Autobahnen und sonstige Straßen nicht nur initiale Startpunkte für die weitere Ausbreitung heimischer wie auch nichtheimischer Arten dar, darüber hinaus fungieren sie auch als lineare Wanderkorridore für die weitere Ausbreitung und sind damit ein wichtiger Faktor hinsichtlich einer progressiv ausgerichteten Arealbildung der betreffenden Arten.

Einen entscheidenden Faktor, der das Artenspektrum auf den Autobahnmittel- und -seitenstreifen maßgeblich beeinflusst, stellt die Pflege und Unterhaltung dar, welcher diese Lebensräume unterliegen. In Abhängigkeit davon, in welcher Form der Autobahnmittelstreifen ausgebildet ist, ob als klassischer Mittelstreifen mit Leitplanke oder als Hochbeet, gestaltet sich die Pflege hier unterschiedlich intensiv. Zwischen den Leitplanken können oftmals durch Samenanflug die ersten Gehölze nach einigen Jahren Fuß fassen, so dass hier ein regelmäßiger Schnitt durchgeführt wird, um die Sichtverhältnisse für die Autofahrer nicht zu beeinträchtigen. Somit unterliegen die Mittelstreifen der Autobahnen einer mehr oder weniger intensiven Pflege, die eine selektierende Wirkung für die Ansiedlung und Etablierung von Pflanzenarten ausübt. Es finden jedoch auch gezielte Anpflanzungen mit robusten Gehölzen zwischen den Leitplanken statt, im Ruhrgebiet insbesondere mit *Lycium chinense*, *Ulmus × hollandica* oder auch mit *Rosa pimpinellifolia*. In Ostdeutschland werden dagegen häufig auch *Ribes aureum* und *Caragana arborescens* auf dem Autobahnmittelstreifen gepflanzt (BRANDES 2004). Auch Hochbeete werden oftmals initial bepflanzt, insbesondere mit sukkulenten Vertretern der Crassulaceen. Da hier jedoch eine Folgeunterhaltung meist ausbleibt, unterliegt auch dieser Lebensraum einer spontanen Vegetationsentwicklung und zeigt nach wenigen Jahren durch Diasporenanflug deutliche Ruderalisierungseffekte und Ansiedlungen von tendenziell nicht erwünschten Ruderalarten in beträchtlichem Ausmaß.

Den Artenreichtum von Autobahnmittelstreifen und Autobahnrändern im Ruhrgebiet brachte eine intensive floristische Bestandserhebung in einem ca. 60 km langen Abschnitt der A 40 zwischen Dortmund und Duisburg zutage, welche im Zuge des Kulturhauptstadtjahres 2010 und der Aktion „Still-Leben A 40“ durchgeführt wurde. Im Rahmen dieser Veranstaltung wurde dieser Autobahnabschnitt für einen Tag lang gesperrt, wodurch es den Floristinnen und Floristen ermöglicht wurde, diesen hochgradig anthropogen beeinflussten Lebensraum zu untersuchen. Dabei konnte mit insgesamt 441 Gefäßpflanzenarten in diesem Abschnitt der A 40 rund 25 % der in Nordrhein-Westfalen ansässigen Flora nachgewiesen werden. Die Ergebnisse dieser Kartierung brachten die Erkenntnis hervor, dass Autobahnmittelstreifen nicht nur effektive Wander-

korridore darstellen, sondern auch als Trittsteinbiotope für eine Vielzahl von Arten fungieren und mitunter sogar Refugien für einige wenige seltene und gefährdete Arten sein können (vgl. KEIL et al. 2010a, BUCH & JAGEL 2011).

Es ist eine lange bekannte Tatsache, dass sich entlang des deutschen Autobahnnetzes vor allem eine Reihe von Halophyten ausgebreitet haben, deren Ursprungsareale an der Nord- und/oder Ostseeküste anzusiedeln sind. Diese fakultativen Halophyten und salztoleranten Arten werden offensichtlich durch den Einsatz von Auftausalzen in den Wintermonaten gegenüber weiteren vorkommenden Arten in diesem ruderal geprägten Lebensraum gefördert und erfahren so einen Konkurrenzvorteil gegenüber den überwiegenden, nicht salzresistenten Glycophyten. Hiervon profitieren insbesondere die weniger wuchskräftigen und konkurrenzschwachen Arten unter den Halophyten, insbesondere *Cochlearia danica* (s. Abb. 1 u. 2), *Plantago coronopus* und *Puccinellia distans*. Ganz besonders hervorzuheben in diesem Kontext ist *Cochlearia danica*, deren erstes registriertes Auftreten im norddeutschen Binnenland Ende der 1980er Jahre erfolgte und deren nunmehr seit mehr als drei Jahrzehnten andauernde Ausbreitung als Straßenrandhalophyt über das Autobahnnetz ins Binnenland Deutschlands relativ gut dokumentiert ist (vgl. DUNKEL 1987, DUNKEL et al. 2001, WEBER 1987, KOCH 1996, 1997, BREUNIG 2000, 2005, GEHLKEN & VOLLMUTH 2017). Die Art hat die Autobahnen bereits an mehreren Stellen verlassen und ist z. B. bis ins Stadtzentrum von Hamburg vorgedrungen (H. HAEUPLER, schriftl. Mitt.). Darüber hinaus drang *Cochlearia danica* über die Grenzen Deutschlands hinaus auch ins weitere Kontinentaleuropa vor. Eine umfassende und aktualisierte Übersicht über das Auftreten der Art im europäischen Binnenland liefern FEKETE et al. (2018).

Aber auch weitere halophytische und salztolerante Arten haben über das Autobahnsystem mittlerweile das Ruhrgebiet erreicht und treten hier als Straßenrandhalophyten auf, so z. B. *Lepidium latifolium* (s. Abb. 3) und die sehr seltene *Spergularia salina* (vgl. KEIL et al. 2010a). Zu *Lepidium latifolium* muss noch erwähnt werden, dass sich die Art in anderen Regionen im deutschen Binnenland auch mittels weiterer linearer Strukturen ausgebreitet hat, nämlich auch entlang von Fließgewässern. So ist sie z. B. entlang der Mosel kontinuierlich und in ganzer Länge ihres auf rheinland-pfälzischem Gebiet durchlaufenden Abschnittes verbreitet (vgl. BFN 2018). Im Ruhrgebiet ist sie an Fließgewässern lediglich im westlichen Teil am Ufer des Rheins zu finden und hat sich (bislang) noch nicht an Ruhr und Lippe oder an den Kanälen ausgebreitet. An Autobahnen im Ruhrgebiet wurde *Lepidium latifolium* u. a. am Autobahnkreuz Herne (A 42/A 43) mit großen Beständen nachgewiesen (BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2010) sowie an mehreren Stellen der A 2, der A 45 und der A 46, hat von diesen Vorkommen ausgehend bereits mehrfach die Autobahn verlassen und ist auf Bundesstraßen und weitere Straßen übergesprungen (BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2012).

Auch gefährdete Arten und Archäophyten können in z. T. in großen Beständen an Böschungen und auf Mittelstreifen der Autobahnen vorkommen, stellen jedoch eher Einzelfälle und Ausnahmen dar. So konnte der Verfasser individuenreiche, teilweise mehr als 100 m² umfassende Bestände von *Artemisia absinthium* an der A 40 in Neukirchen-Vluyn im linksrheinischen Teil des Ruhrgebietes (s. Abb. 4) und an Seitenstreifen der A 1 in Hagen im südlichen Ruhrgebiet beobachten, kleine und individuenarme Bestände ebenso auf dem Mittelstreifen der A 42 in Duisburg-Meiderich, an der A 52 in Essen-Rüttenscheid sowie linksrheinisch an der A 57 in Moers. Zudem wurde die Art auch im Rahmen der floristischen Kartierung der A 40 im Zuge der Aktion „Still-Leben A 40“ an der A 40 in Bochum-Kornharpen gefunden (KEIL et al. 2010a). Interessant

erscheint in diesem Zusammenhang der Umstand, dass offenbar auch *A. absinthium* zu den halotoleranten Arten gehört und eine gewisse Salzverträglichkeit aufweisen muss, obwohl die Art von ELLENBERG et al. (1992) als salzunverträglich (Salzzahl = 0) eingestuft wird, da sie wohl ansonsten kaum im Stande wäre, mit der in Nordrhein-Westfalen registrierten Häufigkeit an salzbeeinflussten Autobahnbegleitflächen aufzutreten. Die Beobachtungen von GARVE (2000), welcher die Art an acht von neun untersuchten Abraumhalden des Kalibergbaus im Raum Staßfurt nachweisen konnte, untermauern diese Vermutung. Autobahnflächen scheinen offenbar als Ersatzhabitat einen wichtigen Habitattyp für diese mittlerweile gefährdete alte Heilpflanze (RL 3 NRW und Ballungsraum Ruhrgebiet nach RAABE et al. 2011) und ihre Verbreitung im Ruhrgebiet zu repräsentieren, die einst zur charakteristischen Flora der Dörfer und Burgen Mitteleuropas gehörte (vgl. BRANDES 1990, 1996). Es bleibt in diesem Kontext eine interessante Frage, inwiefern die Vorkommen an Autobahnen die Verluste dieser Art an den dörflich geprägten und historischen primären Wuchsorten zu kompensieren vermögen. In diesen Kontext reihen sich auch die Nachweise von *Ballota nigra* ssp. *meridionalis* und *Parietaria judaica* ein, die ebenfalls auf dem Autobahnmittelstreifen der A 40 im Zuge der Erfassung im Jahr 2010 nachgewiesen wurden (KEIL et al. 2010a).

Eine der Arten, die sich in der Vergangenheit und rezent sehr erfolgreich und in großen Mengen entlang der Autobahnen im Ruhrgebiet ausgebreitet hat, ist *Ailanthus altissima*, wobei sich die Art insbesondere auf den Autobahnmittelstreifen rasch zu etablieren vermag. Die Beobachtungen des Verfassers weisen darauf hin, dass *Ailanthus altissima* offenbar gut mit den regelmäßigen Schnittmaßnahmen, denen die Autobahnmittelstreifen unterliegen, zurechtkommt. Häufig ist zu beobachten, dass Exemplare von *Ailanthus altissima* nach erfolgtem Schnitt eine morphologische Entwicklung zur Polykormonbildung aufweisen und mehrstämmig werden. Auch bei dieser gebietsfremden Gehölzart stellt die Verbreitung durch Wind eine sehr effektive Form der Ausbreitungsstrategie dar, wie Untersuchungen durch KOWARIK & VON DER LIPPE (2011) gezeigt haben, wobei der Start der Ausbreitung meist von in der Nähe zu Autobahnen und Straßen kultivierten Exemplaren von *Ailanthus altissima* ausgeht.

Im Spätsommer bestimmt der Blühaspekt von *Senecio inaequidens* weite Teile der Autobahnmittelstreifen im Ruhrgebiet. Die in Deutschland und Mitteleuropa vorkommende Population hat offenbar mittlerweile ein von der aus Südafrika stammenden ursprünglichen Population abweichendes Blühverhalten entwickelt (vgl. ADOLPHI 1997) und beginnt hier bereits im Frühjahr mit der Blüte, wobei jedoch die Hauptblütezeit nach wie vor der Spätsommer ist. Über die Ausbreitung von *Senecio inaequidens* entlang des Autobahnnetzes in Deutschland wurde bereits mehrfach berichtet (vgl. GRIESE 1998).

Interessanterweise kann sich die Ausbreitung bei bestimmten gebietsfremden Arten auch erst sekundär in linearer Weise vollziehen, wenn Arten, die zuvor eine punktuelle oder flächige Verbreitung aufwiesen, sich nachfolgend über lineare Strukturen anfangen auszubreiten. Dies ist beispielsweise aktuell bei der ursprünglich im Mittelmeerraum beheimateten Art *Dittrichia graveolens* im Ruhrgebiet zu beobachten. Sie galt in NRW lange Zeit als industrie- und ruhrgebietstypisch, da sie in den 1980er Jahren zuerst auf den großen industriell genutzten Flächen der Montanindustrie und deren Brachen des Ruhrgebietes auftauchte und dort vor allem Standorte mit dunklem Substrat besiedelte, die sich stark aufheizen konnten (vgl. GÖDDE 1984, REIDL 1984). Die Verbreitung von *Dittrichia graveolens* konzentrierte sich lange Zeit auf das Ruhrgebiet und auf die hier vorhandenen industriell genutzten (Brach)Flächen, so dass sie als ruhrgebietstypisch angese-

hen werden konnte (vgl. HAEUPLER et al. 2003). Mittlerweile hat sie sich jedoch von den Industriebrachflächen auf die Autobahnen ausgebreitet und nutzt dieses lineare Verkehrssystem zur Ausbreitung, so dass das ursprüngliche Verbreitungsbild dieses Industriophyten zusehends verschwimmt, da die Art nun auch außerhalb des Ruhrgebietes registriert werden kann. Nach Beobachtungen des Verfassers findet man sie momentan z. B. zahlreich auf dem Mittelstreifen der A 43, wo sie sich linear in nördlicher und südlicher Richtung ausbreitet und das Ruhrgebiet über diesen Weg auch verlässt. Auch in weiteren Bundesländern, beispielsweise im südlichen Bayern, konnte das Wandern der Art entlang von Autobahnmittelstreifen ebenfalls beobachtet werden (SMETTAN 2002).

Als erfolgreichste krautige Pflanzenarten der Autobahnen und Bundesstraßen im Ruhrgebiet – wie jedoch auch in vielen weiteren Teilen Deutschlands – dürften die konkurrenzkräftigen großwüchsigen Melden *Atriplex micrantha* (s. Abb. 5) und *A. sagittata* gelten, die mittlerweile massenhaft in großen Beständen weite Teile und über große Distanzen diesen Lebensraum dominieren (vgl. hierzu auch SCHNEDLER & BÖNSEL 1989, GRIESE 1998, BRANDES 2004). *Atriplex micrantha* stellt eine neophytische Art dar, war ursprünglich von Südosteuropa bis nach Mittelasien verbreitet und besiedelt dort oftmals salzhaltige Böden, wogegen es sich bei *A. sagittata* um einen Archäophyten Mitteleuropas handelt. Es bleibt abzuwarten, ob diese beiden Arten sich in den durch eine hohe Florendynamik und durch Artenturnover gekennzeichneten, nicht gesättigten Pflanzengesellschaften der Autobahnbegleitflächen einfügen und die dominierenden Arten in diesen Lebensräumen bleiben, oder ob sie in der Zukunft möglicherweise von anderen Arten abgelöst bzw. verdrängt werden. So erwähnt BRANDES (2004) in diesem Zusammenhang, dass die Dynamik der Ruderalflora auf den Autobahnbegleitflächen besonders hoch ist, und berichtet von mehreren erfolgten Ausbreitungswellen bestimmter Arten. Konkurrenz erfahren die Melden durch weitere plurienne, hochwüchsige Hochstauden, die in diesen Lebensräumen auftreten, wie z. B. den Archäophyten *Conium maculatum* (s. Abb. 6) und *Reseda luteola*, dem Neophyten *Carduus acanthoides* und heimischen Arten wie z. B. *Cirsium arvense*.

Nach Beobachtungen des Verfassers lassen sich – zumindest an lokalen Abschnitten der Autobahnen – mittlerweile sogar Aspektwechsel der Ruderalvegetation auf den Autobahnmittelstreifen beobachten, welche das Ergebnis der saisonalen Vegetationsdynamik und der verschiedenen artabhängigen phänologischen Entwicklungsstufen darstellen. Beobachten lässt sich hierbei eine zeitliche Blühabfolge verschiedener Phasen:

1. *Cochlearia danica*-Phase (März-April)
2. *Conium maculatum*-Phase (Mai-Juni)
3. *Lepidium latifolium*-Phase (Juni-Juli/August)
4. *Atriplex micrantha*/*A. sagittata*-Phase (Juli-September)
5. *Dittrichia graveolens*/*Senecio-inaequidens*-Phase (September-November)

Gebietsfremde Arten, die im Ruhrgebiet einen eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt auf Autobahnmittel- und Autobahnseitenstreifen haben und die sich nachweislich entlang dieser linearen Strukturen ausbreiten (Autobahnwanderer i. e. S.), sind:

Atriplex micrantha, *A. sagittata*, *Conium maculatum*, *Cochlearia danica*, *Lepidium latifolium*, *Plantago coronopus*, *Puccinellia distans*, *Rumex patientia*, *Sisymbrium loeselii*.

Gebietsfremde Arten, die im Ruhrgebiet auch abseits der Autobahnen auf weiteren Standorten angetroffen werden können, die jedoch nachweislich entlang der Autobahn wandern (Autobahnwanderer i. w. S.), sind:

Ailanthus altissima, *Artemisia absinthium*, *Carduus acanthoides*, *Dittrichia graveolens*, *Reseda luteola*, *Senecio inaequidens*, *Verbascum lychnitis*.

4.2 Eisenbahnwanderer (ferroviatische Migranten)

Innerhalb der Pflanzengeographie und der Adventivfloristik stellt die Forschungsrichtung der Eisenbahnfloristik, d. h. die Untersuchung der Zusammensetzung der Flora auf den für den Bahnverkehr gewidmeten Flächen (Bahnhöfe, Rangierbahnhöfe, Eisenbahnstrecken) eine sehr alte Disziplin dar, die mittlerweile eine lange Historie aufweist (vgl. MÜHLENBACH 1979). Die gezielte floristische Erforschung ausgewählter Bahnhöfe deutscher Großstädte (z. B. von BRANDES 1983, 1993, 2003, 2005, WITTIG 2008) und weiteren Flächen wie z. B. Bundesbahn-Ausbesserungswerken (VOGEL & AUGART 1992) brachte zum Vorschein, dass diese eine hohe Anzahl an Gefäßpflanzen aufweisen können und daher häufig „Hot Spots“ der Kormophyten-diversität im Siedlungsbereich darstellen (vgl. JUNGHANS 2008). Besonders stillgelegte Bahnanlagen und Gleisbrachen, auf denen keine Herbizidbehandlung mehr stattfindet, können sich zu wertvollen Lebensräumen für den Naturschutz entwickeln (vgl. REIDL 1995, KREMER & ADOLPHI 2013).

Die genutzten, aktiven Eisenbahnflächen und Gleisanlagen unterliegen oftmals einer intensiven mechanischen Beanspruchung und Pflege sowie einem Einsatz von Herbiziden zur Unkrautbekämpfung, um den reibungslosen Bahnbetrieb sicherzustellen. Pflanzen, die an solchen Standorten wachsen, sind folglich einer ganzen Reihe von Stressfaktoren ausgesetzt. Nach Beobachtungen des Verfassers scheinen jedoch einige heimische Arten relativ gut mit diesen Beeinträchtigungen zurechtzukommen. So findet sich *Geranium robertianum* häufig in großen Beständen auf Flächen, die kurz zuvor mit Herbiziden behandelt wurden. Möglicherweise gibt es hier bereits Ausbildungen von Resistenzen gegenüber bestimmten Herbiziden.

Bei den gebietsfremden Pflanzenarten sind für Deutschland und Nordrhein-Westfalen die Einwanderungspfade und -zeiten relativ gut dokumentiert, wobei den Eisenbahnstrecken eine besondere Funktion als Wanderkorridore zukommen. So berichten HÜGIN et al. (1995) über erste Ausbreitungstendenzen von *Geranium purpureum* auf Eisenbahnschotter an Bahnverkehrsflächen in Südwestdeutschland. GEYER et al. (2008) berichten ebenfalls von *Geranium purpureum* und darüber hinaus auch von *G. rotundifolium* und *Tragopogon major* (= *T. dubius*) auf Bahnhöfen im mittleren Westfalen und beschreiben ihre Ausbreitungstendenzen in diesem Raum. Zeitgleich berichten BÜSCHER et al. (2008) ebenfalls von *Geranium purpureum* sowie des Weiteren von *Eragrostis minor* und *Saxifraga tridactylites* als primäre Eisenbahnwanderer im Ruhrgebiet, die sich im weiteren Verlauf der Einwanderung von den Eisenbahnstrecken ausgehend weiter ins Umfeld und bahnentlegene Flächen und somit allmählich auch dispers ausbreiten. Bereits vor mehr als zwei Jahrzehnten wurde festgestellt, dass sich *Saxifraga tridactylites* in Westfalen und im benachbarten Niedersachsen expansiv entlang von Eisenbahnstrecken ausbreitet (vgl. BRANDES 1993, LOOS 1998). Die Art hat sich mittlerweile auch erfolgreich in unzählige Flächen abseits der Gleisanla-

gen erfolgreich ausgebreitet (vgl. BÜSCHER et al. 2008) und besiedelt nun Flächen, welche nunmehr in keinem direkten räumlichen Zusammenhang mehr zur Bahninfrastruktur stehen.

Ein interessantes Wanderverhalten zeigt *Senecio vernalis* (s. Abb. 8) entlang der Eisenbahnstrecken in Nordrhein-Westfalen. Die Ausbreitung dieser osteuropäischen Art, welche im Osten Deutschlands bereits nahezu flächendeckend verbreitet ist (vgl. BFN 2018), korreliert auffällig mit dem Verlauf der im Zuge der Industrialisierung um 1850 entstandenen Bahnstrecke der Köln-Mindener-Eisenbahn. So konnten im Zuge der Floristischen Kartierung Nordrhein-Westfalens im Zeitraum 2013-2017 Nachweise der Art entlang des sich vom südlichen Rheinland bis zum östlichen Westfalen erstreckenden Verlaufes entlang der Linie Köln-Leverkusen-Oberhausen-Essen-Bochum-Dortmund-Gütersloh-Bielefeld-Minden erbracht werden (Auszug aus der Datenbank der Floristischen Kartierung Nordrhein-Westfalens, unveröff.).

Unter den Gehölzen stellt die entlang von Eisenbahnstrecken auf entsprechenden Ruderalstandorten omniprésente Art *Buddleja davidii* im Ballungsraum Rhein-Ruhr das am weitesten verbreitete und häufigste Gehölz dar, wie Untersuchungen von WITTIG (2008) gezeigt haben, wobei der Umstand von Bedeutung ist, dass eine gebietsfremde Art hier häufiger ist als sämtliche heimische Gehölzarten, sogar häufiger als die anspruchslose Pionierart *Betula pendula*. Die Situation in anderen Landesteilen Deutschlands dürfte vermutlich ähnlich aussehen. Ohne Zweifel haben die enorme Samenproduktion und die in Massen stattfindende Windverdriftung der kleinen und leichten Samen zu einer raschen Ausbreitung dieses ruderalen neophytischen Gehölzes beigetragen, wobei nicht nur im Ruhrgebiet die linearen Eisenbahnstrecken wichtige Ausbreitungskorridore gewesen sein dürften. Mittlerweile gehört *Buddleja davidii* zu den häufigsten Erscheinungen auf Flächen der Bahninfrastruktur, was sicherlich auch darin begründet liegt, dass hier für diese Pionierart geeignete offene Standorte reichlich vorhanden sind, die Art gut an die trocken-warmen Standortbedingungen dieser Flächen angepasst ist und offensichtlich auch mit den mehr oder weniger regelmäßig stattfindenden Pflegemaßnahmen, denen diese Flächen unterliegen, zurechtkommt.

Weitere Gehölzarten, die häufig an Eisenbahnstrecken im Ruhrgebiet zu finden sind, sind *Rubus armeniacus* und *Robinia pseudoacacia*. Diese Arten sind aber auch in vielen weiteren Teilen des Bundesgebietes häufig entlang von Eisenbahnstrecken anzutreffen. *Rubus armeniacus* (s. Abb. 9) zählt nach Beobachtungen des Verfassers im Ruhrgebiet mittlerweile zu den häufigsten Neophyten und verhält sich durch die Ausbildung von Massenbeständen durchaus invasiv. Die Art ist aber nicht nur an Eisenbahnstrecken häufig, sondern auch an sämtlichen weiteren geeigneten, ruderal geprägten Standorten, auch abseits von Bahnflächen. BRANDES & OSSIG (2017) berichten davon, dass *Rubus armeniacus* in Braunschweig und darüber hinaus in weiten Teilen Niedersachsens, Sachsen-Anhalts und Nordrhein-Westfalens als flächenmäßig bedeutendster Neophyt in Erscheinung tritt. Dieser Feststellung fügen sich die Beobachtungen des Verfassers im Ruhrgebiet uneingeschränkt an, denn auch hier tritt *Rubus armeniacus* bahnstreckenbegleitend in ausgedehnten, oft hunderte Meter langen Dominanzbeständen auf, häufig in der Strauchschicht unter alten gepflanzten Beständen von *Robinia pseudoacacia*, und darüber hinaus auch auf sämtlichen weiteren Brachflächen im urbanen Raum.

Nach Beobachtungen des Verfassers zählen folgende Arten zu denjenigen, die trocken-warme Ruderalstandorte, wie sie entlang von Bahnstrecken häufig zu finden sind, besiedeln. Sie zeigen zum einen eine enge Bindung an Eisenbahnstrecken (und angrenzende Bahnflächen), zum ande-

ren wandern sie aber nachweislich auch entlang dieser linearen Strukturen. Die folgende Auflistung soll dies anhand der Nennung einiger Fundorte exemplarisch veranschaulichen und untermauern, ohne jedoch Anspruch auf Vollständigkeit sowohl hinsichtlich der genannten Arten als auch der Fundorte zu erheben:

- *Draba muralis*: Ehem. Güterbahnhof Bochum-Nord, Hbf. Bochum, Bahngleis in Bochum-Harpen, Bahngleise im Duisburg-Mülheimer Stadtwald, Bahngleise in Mülheim-Speldorf (KASIELKE & JAGEL 2009, dort weitere Funde an Bahngleisen im Ruhrgebiet).
- *Lepidium virginicum*: Ehem. Güterbahnhof Bochum-Langendreer, Bf Bochum-Dahlhausen (Beob. d. Verf., unveröff.).
- *Linaria repens*: Bf. Bochum-Dahlhausen (JAGEL 2004, 2004 ff.), Bahndamm Hengstenberg in Hagen (C. GERBERSMANN, unveröff.).
- *Potentilla recta*: Ehem. Güterbahnhof Bochum-Weitmar, ehem. Güterbahnhof Bochum-Langendreer (Beob. d. Verf., unveröff.).
- *Senecio vernalis*: Ehem. Güterbahnhof Bochum-Nord (A. JAGEL in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2018c), Bahnstrecke in Kamen (Beob. d. Verf., unveröff.), Eisenbahnstrecke in Castrop-Rauxel-Bladenhorst (C. BUCH, A. HÖGGEMEIER & A. JAGEL in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2014), S-Bahnhaltestelle Bochum-Wattenscheid-Höntrop und S-Bahnhaltestelle Essen-Eiberg (P. GAUSMANN in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2014).
- *Tragopogon dubius*: Bochum Hbf. (JAGEL & GAUSMANN 2010), Bf. Herne (D. BÜSCHER in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2011a), Bahnböschung in Herne-Börnig (F. DOMURATH in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2014), Hbf. Castrop-Rauxel-Rauxel (F. DOMURATH in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2014), Hbf. Herne-Wanne-Eickel (F. DOMURATH in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2014), S-Bahnhof Witten-Annen (A. JAGEL & D. MÄHRMANN in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2014).

Gebietsfremde Arten, die im Ruhrgebiet einen eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt an Eisenbahnstrecken, Gleisanlagen und Bahnhöfen haben und die sich nachweislich entlang dieser linearen Strukturen ausbreiten (Eisenbahnwanderer i.e.S.), sind:

Cardaminopsis arenosa, *Draba muralis*, *Geranium purpureum*, *Linaria repens*, *Senecio vernalis*, *Tragopogon dubius*.

Gebietsfremde Arten, die im Ruhrgebiet auch abseits der Eisenbahnstrecken, Gleisanlagen und Bahnhöfe auf weiteren Standorten angetroffen werden können, die jedoch nachweislich entlang von Eisenbahnstrecken wandern (Eisenbahnwanderer i.w.S.), sind:

Eragrostis minor, *Lepidium virginicum*, *Potentilla recta*, *Robinia pseudoacacia*, *Rubus armeniacus*, *Verbascum lychnitis*.

Es muss jedoch mit kritischer Betrachtung differenziert werden, ob Arten nachweislich entlang von Bahnstrecken wandern und diese als Ausbreitungskorridore nutzen, oder ob Arten auf Gleisanlagen und bahnbegleitenden Flächen vorkommen, weil sie dorthin lokal eingeschleppt wurden, auf diesen Standorten ähnliche Lebensbedingungen vorfinden wie an ihren Primärstandorten und

daher nur punktuelle Vorkommen an Eisenbahnstrecken und auf Bahnflächen im Ruhrgebiet besitzen. Beispielhaft soll hier *Galeopsis angustifolia* angeführt werden, eine Art, welche ursprünglich Felsstandorte und Geröllfluren (seltener auch Kalkäcker) besiedelt und darüber hinaus sekundär auch Flächen der Bahninfrastruktur besiedelt. Die Art konnte im Ruhrgebiet unmittelbar auf Bahnschottern wachsend an verschiedenen Stellen beobachtet werden, so z. B. in Gelsenkirchen-Bismarck (P. GAUSMANN in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2011b) und in Hagen-Hengstey (M. LUBIENSKI in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2012). Sie wurde dort vermutlich eingeschleppt und profitierte wahrscheinlich von den warmen und hochgradig trockenen Standortbedingungen an diesen Wuchsorten. Ausbreitungs- oder Wandertendenzen ausgehend von diesen Vorkommen konnten bei diesem als Xenophyten einzustufenden Art für das Ruhrgebiet jedoch bislang nicht konstatiert werden, so dass die Art im Ruhrgebiet nicht als Eisenbahnwanderer eingestuft werden kann.

4.3 Bundeswasserstraßen- und Fließgewässerwanderer (fluminische Migranten)

Fließgewässern und Kanälen kommt neben Straßen, Autobahnen und Eisenbahnstrecken als linearen Elementen in der Landschaft ebenfalls eine besondere Bedeutung für die Ausbreitung von Gefäßpflanzen zuteil. Die Wanderrichtung erfolgt bei Arten, die sich über den Ausbreitungsvektor Wasser und Hydrochorie ausbreiten, in Fließgewässern mit Strömung einseitig gerichtet flussabwärts, kann jedoch bei Arten, die sich entlang der Uferlinie (semi)terrestrisch ausbreiten, auch in entgegengesetzter Richtung flussaufwärts erfolgen. Kanäle weisen i. d. R. keine Strömungsverhältnisse auf und haben eher den Charakter von Stillgewässern. Dabei kommt nicht nur den linear verlaufenden Gewässern und Gewässerufeln selbst, sondern auch den technischen Ausbauten wie beispielsweise den Buhnen eine ausbreitungsrelevante Funktion zu (vgl. BRANDES 1998). Insbesondere den großen Strömen in Deutschland (Rhein, Elbe, Donau, Main, Weser, Oder) kommt eine besonders hohe Bedeutung für die Ausbreitung von Neophyten zu, was durch den hohen Anteil an Neophyten im Artenspektrum untersuchter Flüsse in Deutschland belegt ist, z. B. für die Elbe in Deutschland von BRANDES & SANDER (1995) und BRANDES (2007).

Die Funktion von Fließgewässern und Kanälen als Wanderkorridore für gebietsfremde Pflanzenarten im Ruhrgebiet ist spätestens seit den Untersuchungen von KEIL (1999) hinlänglich bekannt und gut dokumentiert. Die regionale Studie von KEIL konnte belegen, dass sich gerade solche gebietsfremden Arten besonders effektiv entlang von Ruhr und Rhein-Herne-Kanal fluss- und kanalaufwärts ausbreiten, welche entlang der Uferlinie wandern. Belegt wurde dieser Sachverhalt für die Agriophyten *Angelica archangelica* ssp. *littoralis* (s. Abb. 10), *Rorippa austriaca* und *Bidens frondosa* s. l. (s. Abb. 11) und kann auch für *Bunias orientalis* konstatiert werden, wobei sich die Art aus südlicher Richtung dem Rheintal folgend nordwärts in Nordrhein-Westfalen ausgebreitet hat (vgl. HAEUPLER et al. 2003) und dann in Höhe des Ruhrgebietes anfang, sich an Emscher und Rhein-Herne-Kanal entlang ihrer Deiche und Ufer weiter in Richtung Osten auszubreiten. Dies ist eindrucksvoll zu beobachten in Form großer Massenpopulationen am Rhein-Herne-Kanal in Oberhausen-Vondern (BIOLOGISCHE STATION WESTLICHES RUHRGEBIET 2018).

Interessant erscheint hier der Einfuhrweg der Küstensippe *Angelica archangelica* ssp. *littoralis*, welche mittels des Ballastwassers von Schiffen aus dem Ostseeraum (Baltikum) eingeschleppt wurde, was ein gutes Beispiel für den Transport von Diasporen durch Schiffe darstellt (Agochorie) und dafür, dass Fahrzeuge als effektive Ausbreitungsvektoren fungieren können. Der hohe Arten-

reichtum an anthropogenen Strukturen wie den technisch ausgebauten Bundeswasserstraßen ist aus dem Ruhrgebiet für den Rhein-Herne-Kanal in seinem Abschnitt zwischen Duisburg und Herne von HENTSCH et al. (2005) eindrucksvoll nachgewiesen worden, womit solchen Lebensräumen eine beachtliche Bedeutung für die urbane Biodiversität innerhalb des Ballungsraumes zukommt.

Neben solchen Arten, die sich entlang der Uferlinie und den sich an das Gewässer anschließenden Uferbefestigungen und Schutzbauwerken (Steinschüttungen, Deichanlagen) ausbreiten, spielen Fließgewässer und Kanäle vor allem eine Rolle bei der Ausbreitung von Hydrophyten, die an aquatische Lebensräume gebunden sind. Von den gebietsfremden Arten zu nennen ist hier vor allem *Elodea nuttallii*, deren Massenvermehrung seit Beginn im Jahr 2000 insbesondere in den Ruhrstauseen (Kemnader See in Bochum, Baldeneysee in Essen) zu erheblichen Beeinträchtigungen der Wassersportaktivitäten und der Wasserkraftnutzung führte, damit negative Folgen für Tourismus und Energieerzeugung nach sich zog und deren alljährlich stattfindende rasante Vermehrung kostenintensive Maßnahmen zum Management der Bestände zur Folge hat (vgl. STENGERT et al. 2008). *E. canadensis* kommt dagegen bislang nur sehr selten in Gewässern im Ruhrgebiet vor, ein Nachweis eines einzelnen Vorkommens liegt ebenfalls für die Ruhr aus Duisburg vor (KEIL et al. 2009). Auch *Lemna minuta* gehört zu den Arten, die über das Fluss- und Kanalsystem in das Ruhrgebiet eingewandert sind (vgl. HAEUPLER 2004). Ihr anfänglich lineares Verbreitungsmuster ist jedoch mittlerweile verwischt, da sich die Art mittlerweile auch in eine Vielzahl andere Gewässer im Ruhrgebiet ausgebreitet hat, so wie es von HAEUPLER (2004) prognostiziert wurde.

Deutschlandweit bekannt, aber auch für die Region des Ruhrgebietes von Relevanz, ist der Umstand, dass sich auch viele der klassischen „Problem-Neophyten“ wie *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera* und *Fallopia japonica* entlang von Fließgewässern ausbreiten. *Heracleum mantegazzianum* zeigt im Ruhrgebiet eine eindeutige Konzentration der Verbreitung auf das Ruhrtal (KEIL et al. 2010b), ist hier entlang der Ruhruferlinie über große Distanzen frequent verbreitet und bildet dort gigantische Populationen aus (s. Abb. 12). Auch bei dieser Art stellt Wasser den entscheidenden Ausbreitungsvektor dar, was wiederum zu der naturschutzfachlichen Problematik führt, dass ein nachhaltiges Zurückdrängen der Art im Unterlauf der Ruhr wenig Erfolg versprechend ist, solange aus dem Oberlauf kontinuierlich eine Lieferung von fertilem Diasporenmaterial erfolgt.

Ein selteneres Phänomen, welches jedoch durchaus vorkommt, ist die Verwilderung von „exotischen“ Neophyten am Ufer von Fließgewässern, Kanälen und Abwasserläufen. Beobachtet wurde dies vom Verfasser am Rhein-Herne-Kanal in Herne-Crange, an dessen Ufer unmittelbar an einer Spundwand im Jahr 2005 gemeinsam mit C. BUCH (Mülheim an der Ruhr) ein juveniles Exemplar von *Ficus carica* gefunden wurde. Dieses Vorkommen existierte bis zum Sommer 2011, wobei das Exemplar dieser vermeintlich Wärme liebenden Art auch den sehr kalten und strengen Winter 2008/2009 überstand. Das Exemplar wuchs bis zu einer Höhe von ca. 2,5 m heran (s. Abb. 13), bevor es vom Bundesschiffahrtsamt im Jahr 2011 im Rahmen der Gewässerunterhaltung beseitigt wurde. Stattdessen, mehrere Jahrzehnte alte Exemplare von *Ficus carica* wurden auch am Ruhrufer in Mülheim an der Ruhr registriert (KEIL et al. 2010c). Neben diesen Vorkommen am Rhein-Herne-Kanal in Herne und an der Ruhr in Mülheim an der Ruhr konnte *Ficus carica* auch an den als Schmutz- und Abwasserläufen fungierenden Fließgewässersystemen des Hofsteder Baches in Bochum-Hofstede sowie an der Emscher in Dortmund-Dorstfeld

(BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2012) und in Oberhausen-Vondern an der Mündung des Läppkes Mühlenbaches, eines Schmutzwasserzuflusses in die Emscher, beobachtet werden (P. KEIL, schriftl. Mitt.). Ein weiterer Fund von *Ficus carica* an einem Emscher-tributären Schmutzwasserzuflusses gelang E. KEMPMANN (Recklinghausen) im Bereich der Halde Rungenberg in Essen (P. KEIL, schriftl. Mitt.). Offenbar gelangen keimfähige Früchte über die Abwässer der Haushalte als auch weggeworfene und in der freien Landschaft entsorgte Früchte in die Fließgewässer. Im Ruhrgebiet häufen sich in den letzten Jahren die Fundmeldungen von verwilderten Kultur-Feigen. Die Art, welche eine uralte Kulturpflanze im Mittelmeerraum darstellt, ist im Ruhrgebiet offensichtlich in der Lage, auch kalte Winter mit länger anhaltenden Frostereignissen zu überdauern (vgl. KEIL et al. 2010c). Weitere Wuchsorte der Art im Ruhrgebiet, wo sie verwildert auftritt, sind meist thermisch begünstigte Sonderstandorte mit einem günstigen Mikroklima, wie z. B. Kellerlichtschächte und Hausfassadenfüße. Meist werden die beobachteten verwilderten Exemplare jedoch im Zuge von Säuberungs- und Pflegemaßnahmen nach kurzer Zeit beseitigt, so dass es sich fast immer um unbeständige Vorkommen handelt, nur selten wachsen die Pflanzen zu stattlichen Exemplaren, wie sie an der Ruhr und am Rhein-Herne-Kanal beobachtet wurden, heran.

4.4 Multifunktionale Linienmigranten

Einige gebietsfremde Arten nutzen offenbar gleich mehrere verschiedene lineare Elemente der Verkehrsinfrastruktur als Wanderkorridore. So konnte z. B. *Verbascum lychnitis* im Ruhrgebiet sowohl entlang von Gleisanlagen (s. Abb. 14) an mehreren Stellen als auch mit Vorkommen an Autobahnen und weiteren Verkehrsstraßen nachgewiesen werden. Nachweise entlang von Eisenbahnstrecken und an Bahnanlagen existieren für den ehemaligen Güterbahnhof Bochum-Langendreer (A. JAGEL in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2011b), den Hbf. Bochum (P. GAUSMANN in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2018a), den Hbf. Herne (O. KÖNIG, unveröff.), den Hbf. Essen (O. KÖNIG, unveröff.), den Verschiebebahnhof Duisburg-Hohenbudberg (L. ROTHSCUH, unveröff.), eine Bahnbrache nördlich des Kruppsees in Duisburg-Rheinhausen (P. GAUSMANN in KEIL et al. 2014) sowie für den Bahnabschnitt zwischen Huckarde und Hafen in Dortmund-Huckarde (P. GAUSMANN in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2011b, D. BÜSCHER in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2016). An Autobahnen im Ruhrgebiet gibt es Nachweise vom westlichen Ende der A 44 in Bochum und von der A 42 Höhe Abfahrt Gelsenkirchen-Bismarck (JAGEL 2004 ff., BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2018a). Aber auch „normale“ Straßen werden offenbar als Wanderweg von dieser Art genutzt. So konnte der Verfasser im Jahre 2013 ein Exemplar am Rand einer Verkehrsstraße in Herne-Eickel nachweisen (s. Abb. 15), was zugleich den Erstfund für das Herner Stadtgebiet als auch für das Messischblatt 4408 darstellte (P. GAUSMANN in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2014). Das kontinentale *Verbascum lychnitis* besiedelt vorwiegend trocken-warme Standorte, weswegen schottrige Bahnbegleitflächen gute Wuchsortbedingungen für die Art bieten dürften. In NRW steht die Art an ihrer natürlichen nördlichen Arealgrenze in Mitteleuropa (vgl. DÜLL & KUTZELNIGG 1987, RUNGE 1990, BFN 2018), im Ruhrgebiet ist sie als Akolutophyt zu werten, die offenbar über die zuvor beschriebenen Wege hauptsächlich von Osten her in diesen Raum eingewandert ist. *Verbascum lychnitis* ist somit offenbar sowohl eine viatisch als auch eine ferroviatisch migrierende Art. Dasselbe gilt auch für den Akolutophyten *Carduus acanthoides*, wo ebenfalls eine lineare Ausbrei-

tung im Ruhrgebiet sowohl entlang von Schienenanlagen als auch auf Autobahnmittelstreifen beobachtet werden konnte.

Auch *Cochlearia danica* (vgl. Kap. 4.1) ist mittlerweile keine ausschließlich entlang der Straßenverkehrsinfrastruktur wandernde Art mehr und hat an einigen Lokalitäten in Deutschland die Autobahn bereits verlassen und umliegende Bereiche besiedelt (vgl. GEHLKEN & VOLLMUTH 2017). In Bochum wurde vom Verfasser beobachtet, wie sich die Art von der Autobahn auf angrenzende Gleisanlagen ausgebreitet hat und nunmehr sowohl eine viatische als auch ferroviatische Ausbreitung zeigt (s. Abb. 1 u. 2). Als weiteres Beispiel lässt sich hier auch *Isatis tinctoria* anführen, welche ausgehend vom Rheintal in die Kanäle des Ruhrgebiet eingewandert und von dort mittlerweile auch auf die Autobahnen übergegangen ist (vgl. HAEUPLER 2004, HAEUPLER et al. 2003).

Da diese Arten offensichtlich gleich mehrere lineare Strukturen als Wander- und Ausbreitungswege nutzen, ist es erforderlich, einen geeigneten Terminus zur Beschreibung dieses ausbreitungsbiologischen und chorologischen Phänomens einzuführen. Geeignet erscheinen hier sowohl die Termini „Multifunktionale Linienmigranten“ oder auch der englischsprachige Begriff „multiple path travellers“.

5. Diskussion

Es muss jedoch bei der Betrachtung des Themas der Wanderung von Gefäßpflanzenarten entlang linearer Wanderkorridore berücksichtigt werden, dass sich nicht nur gebietsfremde Arten, sondern darüber hinaus auch eine Vielzahl von einheimische Arten entlang von linearen Strukturen ausbreiten und in der jüngeren Florengeschichte ausgebreitet haben, was zur Ausbildung ganz charakteristischer Verbreitungsbilder geführt hat. Hier sei auf die indigenen Vertreter unter den Stromtalpflanzen hingewiesen, welche seit jeher diese Wanderungs- und Ausbreitungskorridore als vernetzende Elemente in der Landschaft genutzt und es dadurch erfolgreich geschafft haben, sich auszubreiten und neue Landschafts- und Naturräume zu besiedeln. Dabei muss jedoch auch berücksichtigt werden, dass die Vertreter dieser Arten auch an die speziellen mesoklimatischen Verhältnisse des Stromtalklimas mit seiner konstant hohen Luftfeuchtigkeit gebunden sind und dieser Faktor ihre Verbreitung im Raum limitiert. Von den eng an Auenkorridore gebundenen Stromtalpflanzen seien hier als Beispiele für indigene Arten [inkl. Anökophyten, welche nach SCHOLZ (1995) ebenfalls zu den Indigenophyten zählen] *Euphorbia palustris*, *Leonurus maritimus*, *Silene baccifera*, *Veronica maritima* und *Xanthium albinum* ssp. *albinum* genannt. Doch auch gebietsfremde Arten und Neophyten weisen einen Charakter als Stromtalpflanzen auf, wie sich durch einen Blick auf Verbreitungskarten zweifelsfrei zeigt, z. B. *Xanthium saccharatum* oder *Cuscuta campestris*.

Die Dynamik der Ruderalvegetation ist auf den hochgradig gestörten Verkehrsbegleitflächen und Autobahnmittelstreifen besonders hoch (BRANDES 2004). Dabei konkurriert eine Vielzahl von Gefäßpflanzenarten um die hier vorhandenen neu zu besiedelnden Standorte und freien ökologischen Nischen. Insbesondere Ruderalarten stellen dabei den Großteil der Pionierbesiedler. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass es per se keine stabile urbane Flora gibt, sondern deren Zusammensetzung generell einer hohen Dynamik unterliegt (CLEMANTS & MOORE 2005). Vor allem die hochgradig diversen, artenreichen Autobahnmittelstreifen repräsentieren in der heutigen Zeit das, wofür BRANDES (1984) bereits vor langer Zeit plädierte, nämlich Vielfalt statt Einheit hinsichtlich

der Siedlungsflora zu erhalten und zu stützen und die notwendigen Rahmenbedingungen hierfür zu schaffen. Zudem verweist BRANDES (2004) auf die Tatsache, dass den Autobahnmittelstreifen und Autobahnrandern eine immer größer werdende naturschutzfachliche Bedeutung als Wuchsorte der Ruderalflora zukommt, da die „klassischen“ Ruderalstandorte durch den immer stärker werdenden Nutzungsdruck im urbanen und ländlichen Raum stark im Rückgang begriffen sind. So werden die Autobahnbegleitflächen als lineare Strukturen zunehmend wichtiger als Wuchsort und Ausbreitungsweg für die Ruderalflora.

Letzten Endes gilt es unter naturschutzfachlichen Aspekten zu diskutieren, inwiefern lineare Strukturen in der Landschaft als Wanderwege und Ausgangspunkte für biologische Invasionen eine Rolle spielen. Es ist eine lange bekannte Tatsache, dass sich insbesondere die klassischen „Problem-Neophyten“ wie *Heracleum mantegazzianum*, *Fallopia japonica* und *Impatiens glandulifera* sehr erfolgreich entlang der Fließgewässersysteme Mitteleuropas ausgebreitet und sich in den angrenzenden Auenbereichen etabliert haben, wobei von dort aus nicht selten auch eine Ausbreitung in die gewässerfernen Bereiche erfolgte. Dabei kommt man auch unweigerlich zu der Frage, ob es Möglichkeiten gibt, solche expansiven Arten in ihrer Ausbreitung zu hindern und es gilt zu eruieren, mit Hilfe welcher Strategie oder mit welchen Maßnahmen dieses Ziel erreicht werden kann. Hier lässt sich ein effektives Neophyten-Management sicherlich nur dann konzipieren, wenn in einem größeren räumlichen Kontext und nicht in kommunalen Geltungsbereichen gedacht wird. Ein erfolgreiches Zurückdrängen und Management dieser Arten erscheint nur dann vielversprechend, wenn die Maßnahmen bereits in den Oberläufen der Gewässer ansetzen, um die Quellen der Diasporenzufuhr in die Gewässerabschnitte flussabwärts zu beseitigen. Die Flucht bzw. das Entkommen aus Haltung und Kultur stellt heutzutage den wichtigsten und bedeutsamsten Einfuhrpfad für gebietsfremde Tier- und Pflanzenarten dar (vgl. PADAYACHEE et al. 2017). Die unbeabsichtigte Einschleppung von Pflanzenarten, die eine Begleiterscheinung des Transportes und des Umschlags von Gütern jeglicher Art darstellte, nimmt heutzutage auf Grund der besseren Transпорthygiene kaum noch eine Bedeutung hinsichtlich des Zustroms nichtheimischer Arten nach Mitteleuropa ein. Wogegen Umschlageplätze von Südfrüchten, Wolle und Ölfrüchten bis zur Mitte des 20. Jh. ein begehrtes Ziel der Adventivfloristen waren, sind heute größere Parkanlagen, Friedhöfe und Siedlungsgehölze für die Floristen interessanter, da hier oftmals eine Vielzahl an Verwilderungen kultivierter Arten beobachtet werden kann. Unter den Kulturflüchtern finden sich jedoch kaum Arten, welche entlang linearer Strukturen wandern. Hier lassen sich relativ wenige Beispiele finden, etwa *Ailanthus altissima* als Autobahnwanderer oder *Rubus armeniacus* als Eisenbahnstreckenwanderer. Vielmehr spielen lineare Strukturen eine Rolle für die Ausbreitung von bereits in Mitteleuropa vorhandenen Arten, welche ihre Areale mit Hilfe von Wanderkorridoren aus eigener Kraft erweitern, wie beispielsweise *Cochlearia danica*, *Draba muralis*, *Linaria repens*, *Lepidium latifolium*, *Senecio viscosus* und viele weitere Arten.

6. Fazit und Ausblick

Für eine Reihe von gebietsfremden Arten stellen lineare Strukturen wie Autobahnen, Straßen, Kanäle und Wasserstraßen sowie Eisenbahnstrecken funktionale Wanderkorridore dar, entlang derer sie sich effektiv und über größere Distanzen ausbreiten können (vgl. BRANDES 2009). Diese Strukturen fungieren häufig als erste räumlich-ökologische Trittsteinbiotope, entlang derer sich eine Linienmigration vollzieht. Aus diesem Grunde sind diese linearen Wanderkorridore nicht

nur für die Neophytenforschung und die Invasionsbiologie von besonderem Interesse, ihnen kommt auch eine ausbreitungsbiologische und chorologische und somit eine pflanzengeographische Bedeutung zu. Mittels Linienmigration ist eine Vielzahl an gebietsfremden Arten auch nach Nordrhein-Westfalen und in das Ruhrgebiet gelangt. Da ein Teil der gebietsfremden Pflanzenarten über die Verkehrsinfrastruktur und somit durch eine indirekte Einwirkung des Menschen diesen Raum erreicht haben und dadurch ihre ursprünglichen Verbreitungsgebiete z. T. beträchtlich vergrößern konnten, wird ein Großteil der gebietsfremden Arten aus der Gruppe der Akolutophyten (Eindringlinge) im Sinne von SCHROEDER (1969) gestellt, die eigenständig in diesen Raum eingewandert sind und dabei die vom Menschen geschaffenen linearen Strukturen genutzt haben.

Die hohe chorologisch-ökologische Bedeutung von linearen Verkehrsinfrastrukturen als Ausbreitungsvektor für diverse Pflanzenarten ist hinlänglich bekannt und bereits mehrfach beschrieben worden, jedoch gibt es regionale und räumlich-zeitliche Unterschiede, was das Artenspektrum und den Zeitraum des Einwanderens bestimmter gebietsfremder Arten betrifft. Für das Ruhrgebiet spielen dabei in alle Himmelsrichtungen gerichtete Migrationen eine Rolle. So gibt es Nord-Süd-gerichtete (*Cochlearia danica*, *Plantago coronopus*), Süd-Nord-gerichtete (*Geranium purpureum*, *Linaria repens*, *Potentilla recta*), West-Ost-gerichtete (*Lepidium latifolium*) als auch Ost-West-gerichtete (*Verbascum thapsus*, *Senecio vernalis*) Wanderbewegungen, wobei im Verlaufe der fortlaufenden weiteren Ausbreitung die Richtung auch variieren kann (z. B. bei *Bunias orientalis*; in NRW zunächst in Süd-Nord-Richtung entlang des Rheintals, darauffolgend West-Ost-Richtung ruhraufwärts und entlang des Rhein-Herne-Kanals, s. auch Verbreitungskarte bei HAEUPLER et al. 2003). Somit kann festgehalten werden, dass nicht nur das Ruhrgebiet, sondern auch darüber hinaus auch das gesamte Nordrhein-Westfalen wahrlich einen „Kreuzweg der Blumen“ darstellen, wie es von HAEUPLER (2003, 2004) in Anlehnung an das wegweisende Werk von SCHWARZ (1952) herausgestellt wurde, und beide Räume pflanzliche Zuwanderungen aus sämtlichen Himmelsrichtungen in der Vergangenheit erfahren haben und immer noch erfahren, da die anthropogen beeinflusste und durch Einwanderungsprozesse gekennzeichnete Florendynamik in diesen Räumen nach wie vor anhält.

Stellt die Linienmigration zunächst oftmals eine erste initiale Ausbreitungswelle dar, so kommt es im weiteren Verlaufe der Ausbreitung nicht selten auch zu einer flächigen, dispersen Ausbreitung der betreffenden Arten. Dies erfolgt in der Regel immer dann, wenn einzelne Arten ihre als Wanderkorridore fungierenden Linienstrukturen verlassen und sich in an diese angrenzenden Flächen ausbreiten. Einige Arten, insbesondere die halophytischen, zeigen jedoch eine enge Bindung an Autobahnen und Straßen und verlassen diese nur selten, da abseits von ihnen die förderliche Wirkung der Auftausalze nicht zum Tragen kommt, welche ihnen im Konkurrenzverhalten mit anderen Arten häufig einen entscheidenden Vorteil verschafft. Im Zuge der häufig linearen Migrationsprozessen folgenden dispersen Ausbreitung vieler gebietsfremder Arten werden, so ist zu prognostizieren, die charakteristischen Verbreitungsbilder, welche auf Verbreitungskarten deutlich die linearen Strukturen nachzeichnen (z. B. bei *Cochlearia danica*), verwischen, wenn die betreffenden Arten die Autobahnen, Eisenbahnstrecken und Fließgewässer verlassen und sich weiter expansiv im Raum ausbreiten. Dies ist bei einer Vielzahl von gebietsfremden Arten zu prognostizieren, so dass sich anhand der Interpretation von Arealkarten der ursprüngliche Ausbreitungsweg dieser Arten zusehends schwieriger rekonstruieren lassen wird.

Deutsche Städte weisen auf Grund der anthropogenen Beeinflussung in Kombination mit der natürlicherweise durch ihre bereits vor den Siedlungsaktivitäten vorhandenen floristischen Ausstattung oftmals einen höheren Artenreichtum an Gefäßpflanzen auf als das ländlich geprägte Umland (KÜHN et al. 2004). Die Ergebnisse der verschiedenen Untersuchungen über das lineare Ausbreitungsverhalten von Pflanzenarten führen in diesem Kontext unweigerlich zu der Frage, ob über diese Ausbreitungswege Arten aus den als Einwanderungstoren zu betrachtenden Städten in die ländlich geprägten Räume abwandern und dadurch sozusagen „exportiert“ werden, wie es bei VON DER LIPPE & KOWARIK (2008) diskutiert wird. Zu beobachten sind solche aus dem Ruhrgebiet heraus ins ländliche Umfeld gerichtete Abwanderungstendenzen tatsächlich, und zwar bei *Ailanthus altissima*. Die Art tritt mittlerweile auf dem Autobahnmittelstreifen der A 43 im nördlich des Ruhrgebiet gelegenen Münsterlandes auf, wobei die Autobahn hier mitten durch ein in höchstem Maße landwirtschaftlich geprägtes Gebiet verläuft, in welchem *Ailanthus altissima* offensichtlich nirgends gepflanzt ist und daher Verwilderungen aus Kultur als Ursprung dieser Autobahnvorkommen ausgeschlossen werden können. Es bleibt abzuwarten, ob es *Ailanthus altissima* schafft, sich ausgehend von den Vorkommen auf den Autobahnmittelstreifen auch ins benachbarte Umfeld der Autobahnen auszubreiten.

Im Zuge der Floristischen Kartierung Nordrhein-Westfalens im Kartierzeitraum 2013-2017 (vgl. RAABE & VERBÜCHELN 2013) konnten von der in NRW gefährdeten Art *Artemisia absinthium* überwiegend Funde entlang des Autobahnnetzes in NRW gemacht werden (Abfrage aus der Datenbank der Floristischen Kartierung, Stand 10.03.2018, unveröff.). Autobahnmittelstreifen können als lineare Strukturen nicht nur als Trittsteinbiotope eine vernetzende Funktion einnehmen und somit auch für gefährdete einheimische oder archäophytische Arten zu deren Ausbreitung und langfristigen Erhalt beitragen, sie können darüber hinaus gar als Ersatzhabitate fungieren, wie das Beispiel *Artemisia absinthium* mit den vielen Vorkommen in Nordrhein-Westfalen an Autobahnflächen zeigt, und den quantitativen Verlust an den ursprünglichen Primärstandorten auf Grund der Beschaffenheit dieser salzbeeinflussten (Extrem)Standorte kompensieren. BRANDES (2004) trifft in diesem Zusammenhang die aus naturschutzfachlicher Sicht interessante Feststellung, dass die „klassischen“ Ruderalstellen und ihre Pflanzengesellschaften stark zurückgehen, wogegen die Autobahnränder als lineare Strukturen zunehmend wichtiger als Wuchsort und Ausbreitungsweg für die Ruderalflora werden.

Linienmigration gebietsfremder Arten entlang der Verkehrsinfrastruktur ist ein fundamentaler Aspekt bei der Analyse und Bewertung biologischer Invasionen (vgl. PADAYACHEE et al. 2017), da sie zur Ausbreitung und somit auch zur erfolgreichen Einbürgerung dieser Arten in den betreffenden Räumen beitragen kann. Oftmals sind lineare Verkehrsstrukturen durch angrenzende, ruderal geprägte und anthropogen gestörte Flächen gekennzeichnet, an denen der Konkurrenzdruck durch den Menschen herabgesetzt ist. Durch Wanderungsvorgänge werden von den betreffenden Arten solche vor allem im urban geprägten Raum reichlich vorhandenen, geeigneten und gestörten Standorte erreicht und besiedelt, was die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass sie dort nach ihrer Ankunft auch erfolgreich Fuß fassen. In unserer heutigen, von der Globalisierung geprägten Welt wurden lange bestehende natürliche Verbreitungsbarrieren (Gebirge, Ozeane) durch den Handel und Reiseaktivitäten des Menschen außer Kraft gesetzt, was zur Folge hatte, dass eine Vielzahl von neuen Arten aus anderen Florenregionen beabsichtigt oder unbeabsichtigt nach Mitteleuropa gelangte. Allerdings wurde es auch den bereits in Mitteleuropa vorhandenen alteingesessenen Arten durch die Schaffung von neuen, linearen Wanderkorridoren wie Ver-

kehrswegen ermöglicht, diese als Strukturen zur Ausbreitung anzunehmen und hierdurch ihre Areale beträchtlich zu vergrößern. Hier sind vor allem die Akolutophyten zu nennen, die es aus eigener Kraft geschafft haben, aus ihren ursprünglichen Verbreitungsgebieten Nordrhein-Westfalen und das Ruhrgebiet zu erreichen. Wie sich diese „Neuankömmlinge“ ökologisch verhalten bleibt abzuwarten sowie weiter zu beobachten und stellt somit auch eine wichtige Aufgabe der Floristik bzw. des botanischen Naturschutzes dar.

Seit mehr als einhundert Jahren haben Migrationsbewegungen von Pflanzen die Aufmerksamkeit der Geobotaniker auf sich gezogen (vgl. THELLUNG 1915). Es bleibt somit eine spannende Frage der Adventivfloristik, welche Arten wohl zukünftig ihren Weg über die primär für die menschliche Mobilität und wirtschaftliche Zwecke angelegte Verkehrsinfrastruktur zu uns finden werden. Sicherlich hat hinsichtlich der Neophytenflora noch keine Sättigung im Artenpool stattgefunden. Nach Beobachtungen des Verfassers breitet sich beispielsweise *Plantago maritima* aktuell in Dänemark entlang der Autobahnmittelstreifen aus (s. Abb. 7). In Ostbayern sind Vorkommen dieser Art bereits an Fernstraßen beobachtet worden (DIEWALD et al. 2017). Auch aus Nordrhein-Westfalen liegt mittlerweile ein Nachweis dieser ursprünglich an der deutschen Nord- und Ostseeküste verbreiteten halopyhtischen Art aus dem Oberbergischen Kreis von der Landstraße 414 vor (J. KNOBLAUCH in BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN 2018b). Es kann folglich zukünftig mit weiteren Zuwanderungen von Neophyten nach Mitteleuropa im Allgemeinen und ins Ruhrgebiet im Speziellen gerechnet werden. So unterliegt die Flora des Ballungsraumes Ruhrgebiet, bedingt durch den nachhaltig wirkenden anthropogenen Einfluss, einer hohen Dynamik und ist, was das vorhandene floristische Inventar betrifft, einem stetigen Wandel und fortlaufenden Veränderungen unterworfen. STARFINGER (2008) verweist darauf, dass neben dem Rückgang und dem Aussterben von Arten die Einwanderung, Ausbreitung und Etablierung von nichteinheimischen Arten einen wesentlichen Aspekt der Veränderung von Floren darstellt. Diese zu dokumentieren bleibt eine der Hauptaufgaben der Floristischen Geobotanik und der Pflanzengeographie.

Danksagung

Für die kritische Durchsicht des Manuskriptes sowie für wertvolle Anregungen und Hinweise bedanke ich mich bei Prof. Dr. HENNING HAEUPLER (Bochum). Herrn Dr. PETER KEIL (Mülheim an der Ruhr) danke ich für Hinweise zu verwilderten Vorkommen von *Ficus carica* im westlichen und mittleren Ruhrgebiet. Für die Erlaubnis, Fotomaterial verwenden zu dürfen, danke ich vielmals Herrn Dr. ARMIN JAGEL (Bochum).

Literatur und Internetquellen

- ADOLPHI, K. (1997): Anmerkungen zu *Senecio inaequidens* DC. nach einem Aufenthalt in Südafrika. – Flor. Rundbr., 31(2): 162–167.
- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2018): Floraweb. – <http://www.floraweb.de> [14.02.2018]

- BIOLOGISCHE STATION WESTLICHES RUHRGEBIET (Hrsg.) (2018): Gebietsfremde Pflanzen. – <http://www.bswr.de/flora/gebietsfremde-pflanzen/index.php> [01.03.2018]
- BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN (2010): Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen im Bochum-Herner Raum im Jahr 2009. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver., 1: 164–176.
- BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN (2011a): Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen im Bochum-Herner Raum (Nordrhein-Westfalen) in den Jahren 2007 und 2008. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver., 2: 128–143.
- BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN (2011b): Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen in Bochum (Nordrhein-Westfalen) und Umgebung im Jahr 2010. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver., 2: 144–182.
- BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN (2012): Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen in Bochum (Nordrhein-Westfalen) und Umgebung im Jahr 2011. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver., 3: 174–202.
- BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN (2014): Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen aus dem östlichen Ruhrgebiet im Jahr 2013. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver., 5: 108–129.
- BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN (2016): Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen aus dem östlichen Ruhrgebiet im Jahr 2015. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver., 7: 103–114.
- BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN (2018a): Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen aus dem östlichen Ruhrgebiet im Jahr 2017. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver., 9: 93–114.
- BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN (2018b): Beiträge zur Flora Nordrhein-Westfalens aus dem Jahr 2017. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver., 9: 115–161.
- BOCHUMER BOTANISCHER VEREIN (2018c): Gesamtabbildungsverzeichnis. – http://www.botanik-bochum.de/pflanzenbilder/Senecio_venalis.htm [06.03.2018]
- BONTE, L. (1930): Beiträge zur Adventivflora des rheinisch-westfälischen Industriegebietes. 1913-1927. – Verh. Naturhist. Vereins Preuss. Rheinl., 86: 141–255.
- BRANDES, D. (1983): Flora und Vegetation der Bahnhöfe Mitteleuropas. – Phytocoenologia, 11: 31–115.
- BRANDES, D. (1984): Vielfalt statt Einheit. In: KÖHLER, P. K. (Hrsg.): Naturraum Menschenlandschaft. – München: Ed. Meyster, S. 127–134.
- BRANDES, D. (1990): Die Flora der Dörfer unter besonderer Berücksichtigung von Niedersachsen. – Braunschw. naturkdl. Schr., 3(3): 569–593.
- BRANDES, D. (1993): Eisenbahnanlagen als Untersuchungsgegenstand der Geobotanik. – Tuxenia, 13: 415–444.
- BRANDES, D. (1996): Naturschutzaspekte bei der Denkmalpflege unter besonderer Berücksichtigung der Mauervegetation. – Ber. ANL, 20: 145–149.
- BRANDES, D. (1998): Vegetationsökologische Untersuchungen an wasserbaulich bedingten linearen Strukturen. In: BRANDES, D. (Hrsg.): Tagungsbericht des Braunschweiger Kolloquiums vom 22.-24. November 1996. – Braunschw. Geobot. Arb., 5: 185–197.

- BRANDES, D. (2003): Flora der Eisenbahnanlagen in Freiburg i. Br. – <http://www.ruderal-vegetation.de/epub> [19.02.2018]
- BRANDES, D. (2004): Exkursionsführer für die Neophytenexkursion der Botanikertagung 2004 in Braunschweig. – <http://www.opus.tu-bs.de/opus/volltexte/2004/621> [07.02.2018]
- BRANDES, D. (2005): Zur Kormophytendiversität innerstädtischer Eisenbahnanlagen. – *Tuexenia*, 25: 269–284.
- BRANDES, D. (2007): Die Neophyten der Elbufer im Raum Magdeburg. – *Braunsch. naturkd. Schr.*, 7(4): 821–842.
- BRANDES, D. (2009): Autobahnen als Wuchsorte und Ausbreitungswege von Ruderal- und Adventivpflanzen. – *Braunsch. naturkd. Schr.*, 8(2): 373–394.
- BRANDES, D. & F. W. OPPERMAN (1995): Straßen, Kanäle und Bahnanlagen als lineare Strukturen in der Landschaft sowie deren Bedeutung für die Vegetation. – *Ber. d. Reinh.-Tüxenges.*, 7: 89–110.
- BRANDES, D. & C. SANDER (1995): Neophytenflora der Elbufer. – *Tuexenia*, 15: 447–472.
- BRANDES, D. & P. L. OSSIG (2017): *Rubus armeniacus* als flächenmäßig bedeutendster Neophyt der Eisenbahnanlagen in Braunschweig. – https://www.researchgate.net/publication/323265765_Rubus_armeniaceus_als_flachenmassig_bedeutendster_Neophyt_der_Eisenbahnanlagen_in_Braunschweig [20.02.2018]
- BREUNIG, T. (2000): Eine weitere Art erobert die Autobahn-Mittelstreifen – auf das Dänische Löffelkraut ist zu achten. – *Pflanzenpresse*, 1: 12.
- BREUNIG, T. (2005): Neuzuzug aus dem Norden. Das Dänische Löffelkraut ist via Autobahn auf dem Weg Richtung Süden. – *BDM-inside*, 6: 4–5.
- BUCH, C. & A. JAGEL (2011): Still-Leben Ruhrschnellweg – Eine floristisch-faunistische Kartierung der A40 in Bochum. – *Jahrb. Bochumer Bot. Ver.*, 2: 120–127.
- BÜSCHER, D., P. KEIL & G. H. LOOS (2008): Neue Ausbreitungstendenzen von primär als Eisenbahnwanderer aufgetretenen Pflanzenarten im Ruhrgebiet: Die Beispiele *Eragrostis minor*, *Geranium purpureum* und *Saxifraga tridactylites*. – *Braunsch. Geobot. Arb.*, 9: 97–106.
- BUTTLER, K. P. & R. HAND (2008): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. – *Kochia Beih.*, 1: 1–107.
- CLEMANTS, S. E. & G. MOORE (2005): The Changing Flora of the New York Metropolitan Region. – *Urban Habitats*, 3(1): 192–210.
- DEGE, W. & W. DEGE (1980): Das Ruhrgebiet. 2. Aufl. – *Geocolleg*, 3: 1–184.
- DIEWALD, W., T. GREGOR, M. HOHLA, S. NAWRATH & G. KIRÁLY (2017): *Plantago maritima* subsp. *maritima*, ein Neubürger an ostbayerischen Fernstraßen. – *Hoppea (Denkschr. Regensb. Bot. Ges.)*, 78: 111–118.
- DOMIN, K. (1931): Geobotanická exkurse na Vysokou v Malých Karpatech. *Rozpr. 2. – Tr. Ces. Akad.*, 41(2): 1–13.
- DOMIN, K. (1947): Pracovní metody soustavné botaniky. – *Acta Bot. Boh.*, 17: 1–176.

- DÜLL, R. & H. KUTZELNIGG (1987): Punktkartenflora von Duisburg und Umgebung. 2. Aufl. – Rheurdt: IDH-Verlag, 378 S.
- DUNKEL, F. G. (1987): Das Dänische Löffelkraut (*Cochlearia danica* L.) als Straßenrandhalophyt in der Bundesrepublik. – Flor. Rundbr., 21(1): 39.
- DUNKEL, F. G., L. MEIEROTT & D. THEISINGER (2001): *Cochlearia danica* L. erreicht Bayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges., 71: 159–160.
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULIEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scripta Geobot., 18: 1–258.
- FEKETE, R., A. MESTERHÁZY, O. VALKÓ & A. V. MOLNÁR (2018): A hitchhiker from the beach: the spread of the maritime halophyte *Cochlearia danica* along salted continental roads. – Preslia, 90: 23–37.
- GARVE, E. (2000): Halotolerante Pflanzenarten an salzhaltigen Rückstandshalden in und um Staßfurt. – halophila (Mitt.-Bl. FG Faun. u. Ökol. Staßfurt), 41: 12–14.
- GAUSMANN, P. (2008): Verwilderte Zierpflanzen auf Industriebrachen im Ruhrgebiet. – Elektr. Aufs. Biol. Stat. Westl. Ruhrgebiet, 13.4: 1–10.
- GEHLKEN, B. & D. VOLLMUTH (2017): Verbreitung und Vergesellschaftung von *Cochlearia danica* L. in der Umgebung von Göttingen. – Flor. Rundbr., 51: 8–21.
- GEYER, H. J., G. H. LOOS & D. BÜSCHER (2008): Rezentvorkommen von Adventivpflanzen und Apophyten auf Bahnhöfen im mittleren Westfalen und ihre Ausbreitungstendenzen. – Braunschw. Geobot. Arb., 9: 177–188.
- GÖDDE, M. (1984): Zur Ökologie und pflanzensoziologischen Bindung von *Inula graveolens* (L.) DESF. in Essen. – Natur u. Heimat, 44: 101–108.
- GRIESE, D. (1998): Die viatische Migration einiger neophytischer Pflanzensippen am Beispiel norddeutscher Autobahnen. In: BRANDES, D. (Hrsg.): Tagungsbericht des Braunschweiger Kolloquiums vom 22.-24. November 1996. – Braunschw. Geobot. Arb., 5: 263–270.
- HAEUPLER, H. (2003): Das Ruhrgebiet – ein "Kreuzweg der Blumen"? In: SCHMITT, T. (Hrsg.): Themen, Trends und Thesen der Stadt- und Landschaftsökologie. – Bochumer Geogr. Arb. Sonderheft, 14: 91–97.
- HAEUPLER, H. (2004): Nordrhein-Westfalen als „Kreuzweg der Blumen“. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges., 16: 121–130.
- HAEUPLER, H., A. JAGEL & W. SCHUMACHER (2003): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. Hrsg.: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, Recklinghausen.
- HENTSCH, M., P. KEIL & G. H. LOOS (2005): Die floristische Bedeutung des Rhein-Herne-Kanals zwischen Duisburg-Ruhrort und Herne im westlichen und mittleren Ruhrgebiet. – Decheniana, 158: 43–54.
- HÖPPNER, H. & H. PREUSS (1926): Flora des Westfälisch-Rheinischen Industriegebiets unter Einschluß der Rheinischen Bucht. – Dortmund: Ruhfus, 381 S. (Nachdruck 1971. Duisburg: Braun).

- HÜGIN, G., J. MAZOMEIT & P. WOLFF (1995): *Geranium purpureum* – ein weit verbreiteter Neophyt auf Eisenbahnschotter in Südwestdeutschland. – Flor. Rundbr., 29(1): 37–41.
- JAGEL, A. (Hrsg.) (2004 ff.): Flora von Bochum. Eine Zusammenstellung der bisher im Stadtgebiet Bochum heimischen und verwilderten Pflanzen-Sippen. — <http://www.botanik-jagel.de/FloraBochum.html> [07.02.2018]
- JAGEL, A. (2004): Zur Situation der Flora auf Industrie- und Bahnbrachen in Bochum/Westfalen. – Florist. Rundbr., 37: 53–73.
- JAGEL, A. & P. GAUSMANN (2010): Zum Wandel der Flora von Bochum im Ruhrgebiet (Nordrhein-Westfalen) in den letzten 120 Jahren. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver., 1: 7–53.
- JUNGHANS, Th. (2008): Zur Flora der Hauptbahnhöfe von Mannheim und Heidelberg (Baden-Württemberg). – Braunsch. Geobot. Arb., 9: 325–344.
- KASIELKE, T. & A. JAGEL (2009): Das Mauer-Felsenblümchen (*Draba muralis*) auf Bahngeländen im Ruhrgebiet. – Natur u. Heimat, 69(4): 151–158.
- KEIL, P. (1999): Ökologie der gewässerbegleitenden Agriophyten *Angelica archangelica* ssp. *littoralis*, *Bidens frondosa* und *Rorippa austriaca* im Ruhrgebiet. – Diss. Bot., 321: 1–186.
- KEIL, P. & T. VOM BERG (2001): Neubürger in der Flora von Mülheim an der Ruhr. – Mülheimer Jahrb., 57 (2002): 221–229.
- KEIL, P. & G. H. LOOS (2002): Dynamik der Ephemerophytenflora im Ruhrgebiet - unerwünschter Ausbreitungspool oder Florenbereicherung? – NeoBiota, 1: 37–49.
- KEIL, P. & G. H. LOOS (2004a): Ergasiophyten auf Industriebrachen des Ruhrgebietes. – Flor. Rundbr., 38(1-2): 101–112.
- KEIL, P. & G. H. LOOS (2004b): Ergasiophytenflora in the Ruhrgebiet (West Germany). In: KÜHN, I. & S. KLOTZ (Eds.): Biological Invasions: Challenges for Science. – Neobiota, 3: 90.
- KEIL, P. & G. H. LOOS (2005): Non-established adventive plants in the western and central Ruhrgebiet (Northrhine-Westphalia, Germany) – a preliminary overview. – Elektr. Aufs. Biol. Stat. Westl. Ruhrgebiet, 5: 1–16.
- KEIL, P., R. FUCHS, G. H. LOOS, T. VOM BERG, P. GAUSMANN & C. BUCH (2008): New records of neophytes from the „Ruhrgebiet“, a hotspot of alien species in Germany. In: PYŠEK, P. & J. PERGL (Eds.): Book of abstracts. Neobiota: Towards a Synthesis, 5th European Conference on Biological Invasions, Praha, 23.-26.09.2008, Poster presentation: 83.
- KEIL, P., C. BUCH, C. KOWALLIK, R. KRICKE, G. H. LOOS & M. SCHLÜPMANN (2009): Living Bridge – Ergebnisse der Bestandsaufnahmen 2008. – Biologische Station Westliches Ruhrgebiet (unveröffentlicht).
- KEIL, P., C. BUCH, D. BÜSCHER, R. FUCHS, P. GAUSMANN, H. HAEUPLER, A. JAGEL, G. H. LOOS, R. KRICKE, H. KUTZELNIGG, A. SARAZIN & H. SUMSER (2010a): Artenvielfalt auf der A 40 im Ruhrgebiet. – Natur in NRW, 4/2010: 11–17.
- KEIL, P., C. BUCH & R. KRICKE (2010b): Die Herkulesstaude im westlichen Ruhrgebiet. – Natur in NRW, 2/2010: 30–34.

- KEIL, P., R. FUCHS, C. BUCH & R. SCHMITT (2010c): Echte Feigen (*Ficus carica*) in Mülheim an der Ruhr nach dem Kältewinter 2008/2009. – Decheniana, 163: 61–70.
- KEIL, P., C. BUCH, C. KOWALLIK, T. RAUTENBERG, M. SCHLÜPMANN, D. SPECHT & K. UNSELD (2014): Bericht für das Jahr 2013. – Jahresb. Biol. Stat. Westl. Ruhrgebiet, 11: 1–126.
- KOCH, M. (1996): Zur Ausbreitung des Dänischen Löffelkrauts (*Cochlearia danica* L.) als Küstensippe in das niedersächsische Binnenland. – Flor. Rundbr., 30(1): 20–23.
- KOCH, M. (1997): Kurznotiz zur südlichen Ausbreitung des Dänischen Löffelkrautes (*Cochlearia danica* L.) in Nordrhein-Westfalen. – Flor. Rundbr., 31(2): 136–138.
- KOPECKÝ, K. (1971): Der Begriff der Linienmigration der Pflanzen und seine Analyse am Beispiel des Baches Studený und der Straße in seinem Tal. – Folia Geobot. Phytotax., 6: 303–320.
- KOWARIK, I. & M. VON DER LIPPE (2008): Zu Mechanismen der Linienmigration von Pflanzen. – Braunsch. Geobot. Arb., 9: 363–375.
- KOWARIK, I. & M. VON DER LIPPE (2011): Secondary wind dispersal enhances long-distance dispersal of an invasive species in urban road corridors. – NeoBiota, 9: 49–70.
- KREMER, B. P. & K. ADOLPHI (2013): Gleisbrachen und Artenschutz. – Rhein. Heimatpfl., 50(2): 143–150.
- KÜHN, I. & S. KLOTZ (2002): Floristischer Status und gebietsfremde Arten. – Schriftenr. f. Vegetationskde., 38: 47–56.
- KÜHN, I., R. BRANDL & S. KLOTZ (2004): The flora of German cities is naturally species rich. – Evol. Ecol. Research, 6: 749–764.
- KUTTNER, W. (2013): Klimatologie. 2. Aufl. – Paderborn: Schöningh, 306 S.
- LOOS, G. H. (1998): Beobachtungen zur Migration und Standortwahl des Dreifinger-Steinbrechs (*Saxifraga tridactylites* L.). – Natur u. Heimat, 58(2): 33–38.
- MÜHLENBACH, V. (1979): Ein Beitrag zur Frühgeschichte der deutschen und österreichischen Eisenbahn-Floristik. – Bot. Jahrb. Syst., 100(3): 437–446.
- PADAYACHEE, A. L., U. M. IRLICH, K. T. FAULKNER, M. GAERTNER, S. PROCES, J. R. U. WILSON & M. ROUGET (2017): How do invasive species travel to and through urban environments? – Biol. Invasions, 9(12): 3557–3570.
- RAABE, U., D. BÜSCHER, P. FASEL, E. FOERSTER, R. GÖTTE, H. HAEUPLER, A. JAGEL, K. KAPLAN, P. KEIL, P. KULBROCK, G. H. LOOS, N. NEIKES, W. SCHUMACHER, H. SUMSER & C. VANBERG (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen – Pteridophyta et Spermatophyta – in Nordrhein-Westfalen. – In: LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung. – LANUV-Fachbericht, 36(1): 49–183.
- RAABE, U. & G. VERBÜCHELN (2013): Neue floristische Kartierung in Nordrhein-Westfalen. – Natur in NRW, 2/2013: 16–18.

- REGIONALVERBAND RUHR (Hrsg.) (2018): Metropole Ruhr – das neue Ruhrgebiet. Städtelandschaft mitten in Europa. – <http://www.metropoleruhr.de/land-leute/daten-fakten/lage-und-geografie.html> [26.01.2018]
- REIDL, K. (1984): Zur Verbreitung und Vergesellschaftung des Klebrigen Alant (*Inula graveolens* [L.] DESF.) in Essen. – LÖLF-Mitt., 9(3): 41–43.
- REIDL, K. (1995): Flora und Vegetation des ehemaligen Sammelbahnhofs Essen-Frintrop. – Flor. Rundbr., 29(1): 68–85.
- RUNGE, F. (1990): Die Flora Westfalens. 3. Aufl. – Münster (Westf.): Aschendorff, 689 S.
- SCHEUERMANN, R. (1930): Mittelmeerpflanzen der Güterbahnhöfe des rhein-westf. Industriegebietes. – Verh. Naturhist. Vereins Preuss. Rheinl., 86: 256–342.
- SCHNEDLER, W. & D. BÖNSEL (1989): Die großwüchsigen Melde-Arten *Atriplex micrantha* C. A. MEYER in LEDEB. (= *A. heterosperma* BUNGE), *Atriplex sagittata* BORKH. (= *A. nitens* SCHKUHR = *A. acuminata* W. & K.) und *Atriplex oblongifolia* W. & K. an den hessischen Autobahnen im Sommer 1987. – Hess. Flor. Briefe, 38(4): 50–64.
- SCHOLZ, H. (1995): Das Archäophytenproblem in neuer Sicht. – Schriftenr. f. Vegetationskde., 27: 431–439.
- SCHROEDER, F.-G. (1969): Zur Klassifikation der Anthropochoren. – Vegetatio, 16: 225–238.
- SCHWARZ, O. (1952): Thüringen, Kreuzweg der Blumen – Eine kleine Pflanzengeographie. – Jena: Urania, 244 S.
- SMETTAN, H. W. (2002): Klebriger Alant (*Dittrichia graveolens*) und Verschiedensamige Melde (*Atriplex micrantha*) am Autobahnmittelstreifen in Südbayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges., 72: 111–116.
- STARFINGER, U. (2008): Kurze methodische Anmerkungen zur Kartierung von Neophyten. – Braunschw. Geobot. Arb., 9: 435–441.
- STENGERT, M., P. PODRAZA & K. VAN DE WEYER (2008): Die Entwicklung von *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in den Ruhrstauseen unter dem Einfluss von Hochwasserereignissen im Frühjahr 2006 bzw. Sommer 2007. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2007. – Münster (Westf.): Werder, S. 225–228.
- THELLUNG, A. (1915): Pflanzenwanderungen unter dem Einfluss des Menschen. – Bot. Jb., 53 Beibl. 116: 37–66.
- VOGEL, A. & P. M. AUGART (1992): Zur Flora und Vegetation des Bundesbahnausbesserungswerkes Witten in Westfalen. – Flor. Rundbr., 26(2): 91–106.
- VON DER LIPPE, M. & I. KOWARIK (2007): Long-Distance Dispersal of Plants by Vehicles as a Driver of Plant Invasions. – Conservation Biol., 21(4): 986–996.
- VON DER LIPPE, M. & I. KOWARIK (2008): Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban-rural gradients. – Diversity and Distributions, 14 (1): 18–25.
- VON DER LIPPE, M., J. M. BULLOCK, I. KOWARIK, T. KNOPP & M. WICHMANN (2013): Human-Mediated Dispersal of Seeds by the Airflow of Vehicles. – PLoS ONE, 8(1): 1–10.

- WEBER, H. E. (1987): Das Dänische Löffelkraut (*Cochlearia danica* L.) dringt neuerdings ins Binnenland vor. – Natur u. Heimat, 47(2): 86–87.
- WITTIG, R. (2008): Die häufigsten spontanen Gehölzarten von Bahnhöfen des Ballungsraumes Rhein-Ruhr. – Decheniana, 161: 7–10.

Autor:

Dr. Peter Gausmann

Holper Heide 5c

D – 44629 Herne

Email: peter.gausmann@botanik-bochum.de

Folgende Seiten: Abbildungen zu

Peter Gausmann: Zur Bedeutung von linearen Raumstrukturen für das Wanderverhalten und die Ausbreitung gebietsfremder Pflanzenarten im Ruhrgebiet

Abbildungen:



Abb. 1: *Cochlearia danica*-Teppich auf dem Mittelstreifen der A 2 bei Herten (18.03.2014).



Abb. 2: *Cochlearia danica* an Straßenbahngleisen in Bochum-Hiltrop (01.04.2012).



Abb. 3: Linearer Bestand von *Lepidium latifolium* entlang einer Leitplanke des Autobahnmittelstreifens am Autobahnkreuz Herne (A 42/A 43) in Herne-Baukau (24.07.2011).



Abb. 4: An mehreren Stellen verschiedener Autobahnen im Ruhrgebiet gibt es teilweise ausgedehnte und individuenreiche Bestände von *Artemisia absinthium* an Böschungen, wie hier an der A 40 in Neunkirchen-Vluyn (21.09.2017). Die Art zeigt in NRW momentan eine auffällige Affinität zur Straßeninfrastruktur.



Abb. 5: *Atriplex micrantha* gehört rezent wohl zu den erfolgreichsten Besiedlern von Flächen an Autobahnen in Deutschland, wie hier beispielsweise an der A 40 in Bochum-Harpen (18.07.2010; Foto: A. Jagel)).



Abb. 6: *Conium maculatum* zeigt im Ruhrgebiet eine eindeutige Präferenz für Autobahnmittelstreifen, wie hier auf einem Mittelstreifen der A 448 in Bochum-Kornharpen (18.07.2010; Foto: A. Jagel).



Abb. 7: *Plantago maritima* als Straßenrandhalophyt auf einem Autobahnmittelstreifen in Kopenhagen-Zentrum, Seeland, Dänemark (13.09.2012).



Abb. 8: *Senecio vernalis* auf Schotter an einer Eisenbahnstrecke in Kamen-Westik (19.04.2009).



Abb. 9: Die invasive gebietsfremde Art *Rubus armeniacus* ist im Ruhrgebiet nicht ausschließlich auf Begleitflächen der Bahninfrastruktur beschränkt, ist dort jedoch eine der häufigsten und dominantesten Arten, oftmals vergesellschaftet mit der ebenfalls als Bahnstreckengleiter auftretenden Art *Robinia pseudoacacia*, wie hier in Bochum-Eppendorf (23.08.2016).



Abb. 10: Der Agriophyt *Angelica archangelica* ssp. *littoralis* am Ufer des Rhein-Herne-Kanals in Herne-Horsthausen (19.06.2013).



Abb.11: Der Agriophyt *Bidens frondosa* s.l. am Ufer des Rhein-Herne-Kanals in Herne-Crange (10.08.2010).



Abb. 12: Massenbestand von *Heracleum mantegazzianum* am Ruhrufer in Bochum-Dahlhausen. In Ufernähe und in Auenbereichen der Ruhr hat sich die invasive Art an vielen Stellen erfolgreich etabliert und liefert von diesen Teilpopulationen reichlich Diasporenmaterial für die weitere Ausbreitung ruhrabwärts (22.06.2006).



Abb. 13: *Ficus carica* am Ufer des Rhein-Herne-Kanals in Herne-Wanne (25.07.2011).



Abb. 14: *Verbascum lychnitis* an einem trockenwarmen Ruderalstandort einer Eisenbahnstrecke in Dortmund-Huckarde im östlichen Ruhrgebiet (02.07.2010).



Abb. 15: *Verbascum lychnitis* an einem grasigen ruderalen Straßenrand in Herne-Eickel im mittleren Ruhrgebiet (11.07.2013).

Die Bleiche Sternmiere (*Stellaria apetala* Ucria) auf Friedhöfen im Taunus

Rüdiger Wittig

Summary

Stellaria apetala (= *Stellaria pallida*) was obviously largely overlooked in the Taunus (Germany, state of Hesse). A targeted search on 25 cemeteries carried out in April 2018 provided 16 finds, including first evidence for 4 TK 25 and additionally for 5 quadrants. The species was predominantly found in the *Stellaria pallida*-*Veronica arvensis* community described by GRIESE (1999), which is a small-scale, closely interlocked mosaic of lawns of the alliance Cynosurion, and of therophyte assemblies of the class Koelerio-Corynephoretea. In the cemeteries of the Taunus, *Stellaria apetala* also grows in pure therophyte communities and in margins of tree feet. Only once it was found in a pure Cynosurion community.

1. Einleitung

Selbst in relativ aktuellen Florenwerken sind Verbreitungskarten von *Stellaria apetala* Ucria (Syn: *Stellaria pallida* (Dumort.) Crépin) entweder gar nicht enthalten (NETPHYD & BFN 2013) oder, wie die Autoren teilweise vermerken, höchstwahrscheinlich unvollständig (HAEUPLER & al. 2003, ADLER & al. 2017, BÖCKER & al. 2017). Wo nicht auf Lücken hingewiesen wird, lässt zumindest das Kartenbild Unterkartierung vermuten. Unterkartiert war die Art bisher mit Sicherheit auch im Hohen Taunus, für den UEBELER & al. (2008) nur einen Fund angeben. Offensichtlich trifft die von HÜGIN (2012) in der Überschrift seiner Publikation gemachte Aussage „*Stellaria pallida* – noch immer häufig verkannt“ weiterhin zu. Wie der Verfasser bei der Erstellung des Manuskripts für die „Taunusflora“ (WITTIG & al., in Vorbereitung) feststellen musste, wird auch diese wohl eine Verbreitungskarte enthalten, deren Lücken nicht unbedingt plausibel sind.

Dementsprechend wurde *Stellaria apetala* bisher nur in relativ wenigen pflanzensoziologischen Arbeiten eingehender berücksichtigt (siehe die Zusammenstellung bei HÜGIN 2012). Eine dieser Arbeiten ist die durch Dietmar Brandes betreute Dissertation von GRIESE (1999). Der Verfasser geht daher davon aus, mit der hier präsentierten kleinen Arbeit das Interesse des hoch geschätzten Kollegen Dietmar Brandes zu finden und gratuliert ihm herzlich zum 70. Geburtstag.

2. Methoden

Im Rahmen der Kartierung der Taunusflora (zu Zwischenständen s. WITTIG & EHMKE 2005, WITTIG & al. 2008, 2013) wurde vom Verfasser im Frühjahr 2018 vom 19. bis 21. April eine gezielte Suche nach *Stellaria apetala* durchgeführt. Da GRIESE (1999) magere Scherrasen als wichtigen Standort der Art identifiziert hat und diese im Taunus auf Friedhöfen relativ häufig anzutreffen sind, erfolgte die Nachsuche auf Friedhöfen des Taunus, von denen folgende 25 aufgesucht wurden (die jeweilige Friedhofs-Nr. erscheint im Kopf der Vegetationstabellen): 1: Friedberg-Köppern; 2: Wehrheim; 3: Wehrheim-Pfaffenwiesbach; 4 Wehrheim-Friedrichsthal; 5: Usingen-Kransberg; 6: Wehrheim-Obernheim; 7: Neu-Anspach; 8: Kronberg-Oberhöchstädt; 9: Kronberg; 10: Königstein-Mammolshain ; 11: Bad Soden-Neuenheim; 12: Oberursel-Oberstedten; 13: Oberursel; 14: Bad Soden-Limesstadt; 15: Königstein; 16: Idstein-Heftrich; 17: Glashütten-Schlossborn; 18: Idstein-Oberrod; 19: Idstein; 20: Taunusstein-Neuhof; 21: Taunusstein-Bleidenstadt; 22: Bad Schwalbach; 23: Niedernhausen-Engenhahn; 24: Niedernhausen; 25: Kronberg-Thalerfeld.

Weil die Flächen mit *Stellaria apetala* in der Regel klein sind, eine gewisse Mindestgröße aber nicht unterschritten werden sollte, wurde einheitlich für Scherrasen eine Aufnahmefläche von 2 m² festgelegt. Für die meist sehr kleinflächig an Wegrändern und im Grabzwischenraum zu findenden Therophyten-Bestände und die nur an Baumfüßen anzutreffenden saumartigen Bestände wurde 1 m² als Mindestfläche gewählt. Oft sind die Therophytenfluren als schmale Bänder entlang von Wegen ausgebildet, so dass die Aufnahmeflächen in solchen Fällen z.B. 5 x 0,2 m betragen. Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) unter Verwendung der von REICHELT & WILMANN (1973) erweiterten Schätzskala, allerdings, wie von WITTIG (2012) vorgeschlagen, ohne den Skalenteil „r“. Außerdem wurde auf allen Friedhöfen in Form von Aspektzahlen (WITTIG 2012) dokumentiert, an welchen Standorten bzw. in welcher Vergesellschaftung *Stellaria apetala* zu finden war. Auch wurde die Gesamtzahl der auf dem jeweiligen Friedhof vorhandenen Exemplare in Zehnerpotenz-Schritten grob geschätzt.

Für die Scherrasen-Aufnahmen wurden die ungewichteten mittleren Zeigerwerte von ELLENBERG (1992) für Temperatur (T), Feuchtigkeit (F) und Stickstoff (N) berechnet.

Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach NETPHYD & BFN (2013), weshalb der dort gebrauchte Name *Stellaria apetala* und nicht die in der einschlägigen Literatur bisher überwiegend zu findende Bezeichnung *Stellaria pallida* verwendet wird.

3. Ergebnisse

Stellaria apetala wurde auf 16 der 25 aufgesuchten Friedhöfe gefunden, wobei die Individuenzahl von <10 bis >100 reichte (Tab.1). Verglichen mit der Verbreitungskarte bei Flora.web.de (besucht 2018-04-29) handelt es sich um Erstfunde für die 4 TK25 (5715, 5716, 5814 und 5815) sowie für 5 Quadranten (5617/1, 5617/3, 5717/1, 5816/1, und 5817/1). Am häufigsten kam die Art in Scherrasen (13 Friedhöfe) vor; auf 9 Friedhöfen ausschließlich oder zusätzlich in Therophytenfluren der Wege oder Grabzwischenräume und auf 5 Friedhöfen zusätzlich an Baumfüßen. Die Aspektzahlen reichen bei Scherrasen und Baumfüßen von 1 bis 3, bei den Therophytenfluren nur bis 2, wobei 2 lediglich einmal notiert wurde. Der Median liegt in allen Fällen bei 1. Erfolglos war die Suche auf den Friedhöfen Nr. 12, 15, 16, 18-20, 23-25.

3.1 Vorkommen in Scherrasen

Stellaria apetala tritt auf den Friedhöfen des UG meist in gestörten oder in halbschattigen Scherrasen auf. Lediglich Aufnahme Nr.1 war weder beschattet, noch waren Störstellen sichtbar. Die Artenkombination der Scherrasen mit *Stellaria apetala* (Tab.2) entspricht weitgehend derjenigen, die GRIESE (1999) im Stadtgebiet von Wolfsburg ermittelt hat. Insbesondere sind alle Arten, die in mindestens 50 % (21 von 40 Aufnahmen) der Wolfsburger Bestände enthalten sind, auch in den Beständen des Taunus enthalten. Umgekehrt fehlen den Wolfsburger Aufnahmen lediglich 3 der in mindestens 3 der 5 Aufnahmen aus dem Taunus enthaltenen Arten, nämlich *Geranium molle*, *Luzula campestris* und *Potentilla neumanniana*.

Die mittleren Temperaturzeigerwerte der Aufnahmen (Tab. 3) sind sehr einheitlich (einmal 5,9, viermal 5,8), während die mittleren Feuchtigkeitszeigerwerte von 3,4 bis 5,1 (Durchschnitt 4,2) und die mittleren Stickstoffzeigerwerte von 4,1 bis 6,0 (Durchschnitt 4,9) reichen. Der T-Median aller Aufnahmen ist 6, der der F-Zeigerwerte 4,5 der der N-Zeigerwerte 5 (Tab. 3). Die Mittelwerte aller Aufnahmen sind T = 5,8, F = 4,4 und N = 4,6.

Tab. 1.: Vorkommen und Standorte von *Stellaria apetala* auf Friedhöfen im Taunus

Friedhof Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	13	14	17	21	22	Friedhöfe	Median
TK 25 Nr.	5717	5617	5617	5617	5617	5717	5717	5817	5817	5817	5816	5717	5817	5816	5814	5814		
65stel	224	344	414	412	411	123	111	123	114	242	244	334	131	121	422	322		
Naturraum	V	Hi	Hi	Hi	Hi	Hi	Hi	V	V	V	V	V	V	Ho	Hi	Hi		
Kreis: Kfz-Kennzeichen	HG	HG	HG	HG	HG	HG	HG	HG	HG	HG	MTK	HG	MTK	HG	RÜD	RÜD		
Individuen																		
Schätzklasse	2	1	3	3	2	2	2	4	4	2	3	3	3	1	2	2	16	2
Standort (Aspektzahl)																		
Scherrasen	1		2	1	1	1	2	3	3	2		1	1		1	1	13	1
Therophytenflur	1	1	2	1				1	1		1			1	1		9	1
Baumfüße								2	3			1	1	1			5	1

Schätzklassen:

Individuenzahl

1:	1 bis 10 Expl	1	selbst bei langsamer Begehung nicht sicher zu finden
2:	>10 bis 100 Expl	2	bei langsamer Begehung sicher zu finden
3:	>100 bis 1000 Expl	3	auch bei zügiger Begehung unübersehbar
4:	>1000 Expl		

Aspektzahlen (nach Wittig 2012)

Kreise: HG: Hochtaunus-Kreis; MTK: Main-Taunus-Kreis; RÜD: Rheingau-Taunuskreis

Naturräume: Hi: Hintertaunus; Ho: Hochtaunus; V: Vortaunus

Tab. 2: Scherrasen mit *Stellaria apetala*

Aufnahme Nr.	1	2	3	4	5	Stetig- keit	Zeigerwerte		
Friedhof Nr.	14	21	5	22	6		T	F	N
Aufnahmefläche (m ²)	4	4	4	4	4				
Bedeckung (%)	100	98	90	98	90				
<i>Stellaria pallida</i>	3	+	2b	1	2a	5			
Cynosurion-VC und Molinio-Arrhenatheretea-Arten i.w.S.									
<i>Lolium perenne</i>	2b	+	1	2a	1	5	6	5	7
<i>Trifolium repens</i>	1	2b	2b	3	1	5	x	5	6
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2b	2b	2a	3	1	5	x	5	7
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		1	2a	1	2a	4	x	x	x
<i>Geranium molle</i>	+			+	1	3	6	4	4
<i>Plantago lanceolata</i>		+	2a		1	3	x	x	x
<i>Festuca rubra</i>			+	+	2b	3	x	6	x
<i>Luzula campestris</i>			+	1	2a	3	x	4	2
<i>Dactylis glomerata</i>	+	+				2	x	x	6
<i>Bellis perennis</i>	+			2a		3	x	5	6
<i>Cerastium holosteoides</i>	+			+		2	x	5	5
<i>Trifolium dubium</i>				+	2a	2	6	5	5
<i>Agrostis capillaris</i>	2a					1	x	x	4
<i>Plantago major</i>	+					1	x	5	6
<i>Poa pratensis</i>	2a					1	x	5	6
<i>Hypochoeris radicata</i>		+				1	5	5	3
<i>Trifolium pratense</i>			+			1	x	x	x
<i>Medicago lupulina</i>					1	1	5	4	x
Koelerio-Corynepherea-Arten i.w.S.									
<i>Draba verna</i>		1	+	1	1	4	6	3	2
<i>Cerastium semidecandrum</i>		1	+	1	1	4	6	3	x
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		1	1	2a	+	4	x	4	x
<i>Cerastium glomeratum</i>		+	+	+	1	4	5	5	5
<i>Potentilla neumanniana</i>		+	+		2a	3	6	3	2
<i>Sedum acre</i>		2b	+			2	6	2	1
<i>Erodium cicutarium</i>		+			+	2	6	4	x
<i>Hieracium pilosella</i>		2a			2a	2	x	4	2
<i>Arabidopsis thaliana</i>			+		+	2	6	4	4
<i>Sedum album</i>			+			1	x	2	1
<i>Holosteum umbellatum</i>					+	1	6	3	2
Sonstige									
<i>Poa annua</i>	1	1			+	3	x	6	8
<i>Ficaria verna</i>	+		+			2	5	6	7
<i>Stellaria media</i>			+			1	x	x	8
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			+			1	x	5	6
Artenzahl	13	17	20	15	21				

3.2 Vorkommen in Therophytenfluren

Therophytenfluren mit Dominanz von *Draba verna* und/oder *Arabidopsis thaliana* findet man auf fast allen Friedhöfen des UG entlang kies- bzw. splittbestreuter oder sonst stark steiniger Wege und –falls vorhanden – in den Fugen gepflasterter Wege oder Plätze. Nur selten ist darin *Stellaria apetala* enthalten. Hochstete und dominierende Gefäßpflanzen-Art der Therophytenfluren mit *Stellaria apetala* (Tab. 4) ist im UG *Draba verna*. Mit gleicher Stetigkeit aber geringeren Deckungsgraden tritt *Sagina procumbens* auf. Meist wird der Aspekt von Moosteppichen bestimmt, in denen u.a. *Bryum argenteum* und *Ceratodon purpureus* vertreten sind.

Tab.3: Häufigkeit und Mittelwerte der T-, F- und N-Zeigerwerte in den Rasenflächen mit *Stellaria apetala*

Aufn. Nr.	1	2	3	4	5	alle
Artenzahl**	12	16	19	14	20	
T-Zeigerwert x	9	8	11	8	9	45
T-Zeigerwert 5	1	2	2	1	2	8
T-Zeigerwert 6	2	6	6	5	9	28
Median des T-Wertes	6	6	6	6	6	6
T Durchschnitt	5,9	5,8	5,8	5,8	5,8	5,8
F-Zeigerwert x	2	3	4	1	2	12
F-Zeigerwert 2	0	1	2	0	0	3
F-Zeigerwert 3	0	3	2	2	4	11
F-Zeigerwert 4	1	3	4	3	7	18
F-Zeigerwert 5	7	5	5	7	5	29
F-Zeigerwert 6	2	1	2	1	2	8
F Median	5	4,5	4	5	4	5
F Durchschnitt	5,1	3,4	3,7	4,5	4,3	4,4
N-Zeigerwert x	0	5	6	4	7	22
N-Zeigerwert 1	0	1	2	2	0	5
N-Zeigerwert 2	0	3	3	2	5	13
N-Zeigerwert 3	0	2	0	0	0	2
N-Zeigerwert 4	2	0	1	1	2	6
N-Zeigerwert 5	1	1	1	3	2	8
N-Zeigerwert 6	5	2	2	2	1	12
N-Zeigerwert 7	3	2	3	2	2	12
N-Zeigerwert 8	1	1	1		1	4
N Median	6	3,5	5	5	4	5
N Durchschnitt	6,0	4,1	4,7	4,7	4,5	4,6

*nach Ellenberg (1992)

** ohne *Stellaria apetala*

Tab. 4: Therophytenfluren mit *Stellaria apetala*

Friedhof Nr.	1	3	4	5	8	17	21	
TK 25 Nr.	5717	5617	5617	5717	5817	5816	5814	
64.tel Raster	224	414	412	111	123	121	422	
Aufnahmefläche (m ²)	1	1	1	1	1	2	1	
Gesamtbedeckung	25	25	40	40	30	30	30	
Bedeckung Krautschicht (%)	20	25	30	30	30	25	20	Stetig-
Bedeckung Moosschicht (%)	10	<1	20	30	<1	10	20	keit
Krautschicht								
<i>Stellaria pallida</i>	+	1	1	1	2a	+	+	7
<i>Draba verna</i>	2a	2b	2b	2b	2b	2b	1	7
<i>Sagina procumbens</i>	2a	1	1	+	1	+	+	7
<i>Cerastium glomeratum</i>	+		1	1	1	2a	2a	6
<i>Myosotis ramosissima</i>	1		1	2a	1		1	5
<i>Arabidopsis thaliana</i>	1		1		2a	1		4
<i>Aphanes arvensis</i>	1	1			+			3
<i>Cerastium semidecandrum</i>	1		+	1				3
<i>Saxifraga tridactylites</i>	+					+	2a	3
<i>Cardamine hirsuta</i>	1				1			2
<i>Viola wittrockiana</i>	+		+					2
<i>Veronica arvensis</i>	+	1						2
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		+					+	2
<i>Viola arvensis</i>		+		1				2
<i>Veronica sublobata</i>		+			+			2
<i>Valerianella carinata</i>						1	1	2
<i>Poa annua</i>		1			+		+	3
<i>Holosteum umbellatum</i>			1					1
<i>Veronica persica</i>			+					1
<i>Claytonia perfoliata</i>					+			1
<i>Senecio vulgaris</i>					+			1
<i>Myosotis sylvatica</i>								1
<i>Erodium cicutarium</i>						+		1
<i>Sedum acre</i>						+		1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.							1	1
<i>Cerastium holosteoides</i>							+	1
Moosschicht								
<i>Ceratodon purpureus</i>	1	+	2b	2b	+	1	1	7
<i>Bryum argenteum</i>	1	+	1	2a	+	+		6
Sonstige	1			2a		2a	2a	4

3.3 Baumfüße mit *Stellaria apetala*

Wie oben erwähnt, fand sich *Stellaria apetala* auf 5 Friedhöfen unmittelbar am Fuße von Bäumen, wobei es sich teils um Einart-Bestände handelte, teils die sich vegetationsmäßig vom angrenzenden Scherrasen unterscheidende Fläche kleiner als das bei Untersuchungsbeginn für Baumfuß-Aufnahmen festgelegte Mindestmaß von 1m² war. Daher konnte nur eine Vegetationsaufnahme erstellt werden: Bedeckung 80%; *Stellaria pallida* 2b, *Glechoma hederacea* 3, *Veronica sublobata* 2b, *Ficaria verna* 2b, *Galanthus nivalis* 1, *Alliaria petiolata* +, *Poa annua* +.

4. Diskussion

Aufgrund unterschiedlicher Chromosomenzahl ist *Stellaria apetala* (n = 22) eine eindeutig von *Stellaria media* (n = 40, selten auch 80) abzugrenzende Art (HÜGIN & al. 2015). Auch sind Habitus und Phänologie der beiden Sippen an den in der Literatur (z.B. OBERDORFER 2001) als typisch genannten Standorten (*Stellaria apetala*: meist trockene, gern sandige Böden; *Stellaria media*: frische, Böden, bevorzugt Lehm) deutlich verschieden: *Stellaria apetala* gelbgrün, bereits im Mai, nach eigenen Beobachtungen sogar bereits Ende April absterbend; *Stellaria media*: frisch-grüne Exemplare fast ganzjährig zu finden. Allerdings kann nach HÜGIN (2012) *Stellaria apetala* auf frischen, sehr nährstoffreichen Standorten ausnahmsweise frisch-grün sein, während *Stellaria media* auf trockenen, sandigen Standorten bleicher als normal aussehen kann. HÜGIN (2012) schließt daher nicht aus, dass die in der Literatur bekundete Bindung von *Stellaria apetala* an relativ trockene Standorte lediglich darauf zurückgeht, dass sie an frischen Standorten für *Stellaria media* gehalten wurde. Die vorliegende Arbeit kann keinen unanfechtbaren Beitrag zur Lösung der Standortfrage liefern, denn die Friedhöfe wurden vom Verfasser nicht auf Knien abgesucht, sondern begangen. In den zum Begehungszeitpunkt frisch-grünen Rasen aber können evtl. vorhandene einzelne frisch-grüne *Stellaria*-Exemplare leicht übersehen werden, während bleich-grüne Flecken unübersehbar sind. Alle hier dokumentierten Vorkommen wuchsen auf eher sommer-trockenen Standorten: Die Therophyten-Fluren auf sandigen bzw. steinigen (steinbestreuten) Wegen und auch die Rasen und Baumfüße auf Friedhöfen leiden sommerlich in der Regel unter Wassermangel.

Unter der Annahme, dass die Zeigerwerte für *Stellaria media* agg. korrekt sind (kein Indikatorwert für T und F, aber N-Zeigerwert 8) und *Stellaria apetala* auf den untersuchten Friedhöfen nicht übersehen wurde, scheint Letztere sich bezüglich der Standortsansprüche zumindest hinsichtlich des N-Faktors deutlich vom Aggregat zu unterscheiden und bezüglich T und R eine engere Standortsamplitude zu besitzen. Wurde die Art dagegen in frischeren, nährstoffreicheren Rasen lediglich übersehen, dann müsste sie bezüglich aller drei Faktoren als indifferent gelten, was damit auch für das Aggregat zutreffen würde.

Soziologisch stellt Aufnahme Nr.1 der Rasenflächen (Tab.2) eindeutig eine Cynosurion-Gesellschaft dar. Die anderen vier und alle anderen angetroffenen, für eine Aufnahme aber zu kleinflächigen Bestände gehören zu dem von GRIESE (1999) als *Stellaria pallida*-*Veronica arvensis*-Gesellschaft bezeichneten Vegetationstyp. Nach Griese handelt es sich hierbei um ein nicht voneinander zu trennendes (da extrem kleinflächiges, eng verzahntes) Mosaik aus einer Cynosurion- und einer Koelerio-Corynephoretea-Gesellschaft. Letztere tritt stellenweise isoliert auf und entspricht den durch Tab. 3 repräsentierten Therophytenfluren.

Mit *Draba verna*, *Cerastium glomeratum*, *Myosotis ramosissima* und *Arabidopsis thaliana* sind in Tab. 4 vier Arten mit hoher oder wenigstens mittlerer Stetigkeit vertreten, die als Klassencharakterarten der Koelerio-Corynepherea gelten, so dass die Therophytenfluren als Fragmente dieser Klasse angesehen werden können. Allerdings wäre auch eine Eingliederung in das Bryo-Saginetum procumbentis nicht völlig abwegig, denn die beiden namengebenden Arten dieser Assoziation sind durchgängig vorhanden.

Der eine aufgenommene Baumfuß-Saum kann aufgrund des Vorkommens der Glechometalia-Arten *Alliaria petiolata* und *Glechoma hederacea* zu dieser Ordnung gestellt werden. Das Vorhandensein von *Veronica sublobata* ermöglicht eine Einordnung in die von SUKOPP (1993) beschriebene *Stellaria media-Veronica sublobata*-Gesellschaft, die seiner Meinung nach am ehesten dem Geo-Alliarion angeschlossen werden kann. Dabei sollte allerdings nicht vergessen werden, dass sich, wie von BRANDES (2007) aufgezeigt, Winterannuellen-Gesellschaften nicht leicht in das pflanzensoziologische System einordnen lassen.

Zusammenfassung

Stellaria apetala (= *Stellaria pallida*) wurde im Taunus offensichtlich bisher weitgehend übersehen. Ein gezielte Nachsuche auf 25 Friedhöfen erbrachte 16 Nachweise, darunter Erstnachweise für 4 TK 25 und zusätzlich für 5 Quadranten. Die Art kommt dort überwiegend in der von GRIESE (1999) beschriebenen *Stellaria pallida-Veronica arvensis*-Gesellschaft vor, bei der es sich um ein kleinflächiges, eng verzahntes Mosaik aus mageren Scherrasen (Cynosurion) und Therophytenfluren der Klasse Koelerio-Corynepherea handelt. Seltener tritt die Art auf den Friedhöfen in reinen Therophytenfluren und in saumartigen Beständen an Baumfüßen auf. Nur einmal wurde sie in einer reinen Cynosurion-Gesellschaft angetroffen.

Literatur

- ADLER B., ADLER J. & KUNZMANN G. 2017: Flora von Nordschwaben. – ARGE Flora Nordschwaben e.V., Nördlingen, 813 S.
- BRANDES D. 2007: *Anthriscus caucalis* M. Bieb. – ein wenig beachteter Archäophyt. – *Hercynia* Ser 2, 40, 139-151.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde, 3.Aufl. – Springer, Berlin, 865 S.
- GRIESE D. 1999: Flora und Vegetation einer neuen Stadt am Beispiel von Wolfsburg. – *Braunschweiger Geobot. Arb.* 7, Universität Braunschweig, 235 S.
- ELLENBERG H. 1995: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). 2.Aufl. – *Scripta Geobot* 18, 9-174.
- HÜGIN G. 2012: *Stellaria pallida* noch immer häufig verkannt. – *Kochia* 6, 91-117.
- HÜGIN G., DERSCH G. & GREGOR T. 2015: Die *Stellaria-media*-Gruppe in Mitteleuropa. – *Kochia* 9, 93-104

- NETPHYD & BfN 2013 (Hrsg.): Verbreitungsatlas der Farn-und Blütenpflanzen Deutschlands. – BfN, Bonn-Bad Godesberg, 912 S.
- OBERDORFER E. 2001: Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. – 8.Aufl., Ulmer, Stuttgart, 1052 S.
- REICHELT G. & WILMANNS O. 1973: Vegetationsgeographie. – Westermann, Braunschweig, 210 S.
- SUKOPP H. 1993: Ökologie und Vergesellschaftung von *Veronica sublobata* M. Fischer. – Ber. Inst Landschafts- Pflanzenökol. Univ Hohenheim2, 255-268.
- UEBELER M., W. EHMKE, S. NAWRATH, A. KÖNIG & R. WITTIG 2008: Ergebnisse der Floristischen Kartierung im Hohen Taunus. – Geobot. Kolloq. 21, 23-42.
- WITTIG R. 2012: Geobotanik. – UTB basics, Haupt, Bern, 320 S.
- WITTIG R & EHMKE W. 2005: Beiträge zu Flora und Vegetation des Taunus. – Geobot. Kolloq. 18, Frankfurt & Solingen, 72 S.
- WITTIG R, UEBELER M & EHMKE W. 2008: Die Flora des Hohen Taunus. – Geobot. Kolloq. 21, Frankfurt & Solingen, 88 S.
- WITTIG R, UEBELER M & EHMKE W. 2012: Weitere Beiträge zur Taunusflora. – Geobot. Kolloq. 22, Frankfurt & Solingen, 31 S.

Autor:

Prof. Dr. Rüdiger Wittig
ruedigerwittig@t-online.de

Flora der historischen Parkanlagen Celles unter besonderer Berücksichtigung von *Tulipa sylvestris* L.

Thomas Kaiser und Kim Ivy Müller

Herrn Prof. Dr. Dietmar Brandes zum 70. Geburtstag gewidmet.

Zusammenfassung

In den historischen Parkanlagen Celles wurden 31 bedeutsame wild wachsende Pflanzenarten festgestellt, die sich ohne *Tulipa sylvestris* auf 1.056 Wuchsorte verteilen. Die mit weitem Abstand häufigste Sippe ist *Tulipa sylvestris*, deren Bestand mit 8.325.000 Exemplaren das größte Vorkommen Niedersachsens darstellt. Die zweit häufigste Art ist *Corydalis solida*. Es folgen *Gagea pratensis* und *Poa bulbosa*.

Nur knapp 0,4 % der Pflanzen von *Tulipa sylvestris* kommen zur Blüte. Ein Nährstoffmangel erklärt die geringe Zahl blühender Pflanzen nicht. Wärmebegünstigte Mikroklimata fördern die Blühfreudigkeit. In sehr dichten Beständen ist der Blütenanteil besonders gering. Am blühfreudigsten sind die Tulpen in Rabatten. Offensichtlich führen auf den Rasen fehlende Bodenstörungen dazu, dass sich die Tulpen intensiv vegetativ vermehren, wodurch den Pflanzen die Kraft entzogen wird zu blühen.

Abstract

The flora of the historical gardens of Celle with special informations about *Tulipa sylvestris*

The historical gardens of Celle are settled by 31 significant wild flowers. Without *Tulipa sylvestris* they spread to 1.056 growing areas. The most frequent species is *Tulipa sylvestris*. There are 8.325.000 plants of this species. This is the biggest occurrence of Lower Saxony. The next frequent species are *Corydalis solida*, *Gagea pratensis* and *Poa bulbosa*.

Almost 0,4 percent of the *Tulipa sylvestris* plants are flowering. A nutrient-deficient is not the reason why. Warm micro climates promote the flowering. Narrow stands give only little flowers. The most flowers appear in flower beds. No disturbance at lawns causes that the tulip breeds vegetatively so that the plants have not enough power to flourish.

Keywords: historical gardens, *Tulipa sylvestris*, *Corydalis solida*, *Gagea pratensis*, *Poa bulbosa*

1. Einleitung

Alte Parkanlagen und Friedhöfe sind seit langem als bedeutsame Wuchsorte seltener Frühjahrsgeophyten bekannt (zum Beispiel BRANDES 1985, RAABE 1988, POPPENDIECK 1996). Das gilt auch für die historischen Celler Parkanlagen. Nach einer ersten groben Kartierung 1989 (KAISER 1993) stand eine gründliche Inventarisierung jedoch aus, bis die Stadt Celle im Jahr 2017 eine Untersuchung zur Flora der wichtigsten Parkanlagen (Französischem Garten, Schlosspark, Triftanlagen, Hehlentorfriedhof und Thaers Garten) in Auftrag gab. Vertieft wurden diese Erhebungen um Untersuchungen zum Blühverhalten der Wilden Tulpe (*Tulipa sylvestris*) unter anderem im Rahmen einer Bachelor-Arbeit.

2. Kurzcharakterisierung des Betrachtungsraumes

Die in die Untersuchung einbezogenen historischen Parkanlagen gruppieren sich um die Celler Innenstadt. Der Schlosspark (Messtischblatt-Quadrat 3326/3, Minutenfeld 10) befindet sich westlich der Altstadt, der Französische Garten (Messtischblatt-Quadrat 3326/3, Minutenfeld 10 und 3326/4, Minutenfeld 6) südlich davon. Die Triftanlagen (Messtischblatt-Quadrat 3326/3, Minutenfeld 10) befinden sich etwas weiter entfernt im Westen, der ehemalige Hehlentorfriedhof am Harburger Berg (Messtischblatt-Quadrat 3326/3, Minutenfeld 10) im Norden. Thaers Garten liegt in etwas größerer Entfernung (Messtischblatt-Quadrat 3326/4, Minutenfelder 6 und 7) östlich der Innenstadt. Die Ursprünge der Parkanlagen reichen bis in das 17. (Französischer Garten), 18. (Schlosspark und Thaers Garten) beziehungsweise 19. Jahrhundert (Triftanlagen) zurück (HENNEBO & ROHDE 1991). Der Friedhof am Harburger Berg wurde bereits im 16. Jahrhundert eingerichtet (www.celle.de/celle-entdecken//Friedhoefer/..., letzter Datenzugriff am 1.5.2018). Standörtlich stehen nach NLFB (1997) Podsole (Schlosspark und Triftanlagen), Gley-Podsole (Französischer Garten), Podsol-Braunerden (Hehlentorfriedhof) beziehungsweise Pseudogley-Braunerden (Thaers Garten) an. Es ist davon auszugehen, dass die Celler Herzöge den Grundstein für die Verbreitung der Stinzenpflanzen der Parkanlagen während der Barockzeit legten (WOHLGEMUTH 1998).

3. Methodische Hinweise

Die 2017 durchgeführte Bestandsaufnahme umfasst die Farn- und Blütenpflanzen der niedersächsischen Roten Liste einschließlich Vorwarnliste in der Einstufung für das niedersächsische Tiefland (GARVE 2004), die im Sinne von § 7 BNatSchG besonders geschützten Pflanzen und sonstige Stinzenpflanzen, sofern diese Pflanzen nicht nur als erst in jüngerer Zeit gepflanzt vorkommen. Geophyten, die in den historischen Florenwerken (zum Beispiel NÖLDEKE 1871) noch nicht erwähnt sind, werden nicht berücksichtigt. Geplant waren drei Begehungen der Parkanlagen zu verschiedenen Zeitpunkten. Tatsächlich stellte sich heraus, dass für eine detaillierte Bestandsaufnahme sogar vier Begehungen erforderlich waren. Um das komplette zu erwartende Artenspektrum zu erfassen, erfolgten jeweils flächendeckende Begehungen aller zu untersuchenden Parkanlagen zu folgenden Zeitpunkten:

- Ende März bis Anfang April 2017: Schwerpunkt der Erfassung von *Gagea*- und *Corydalis*-Sippen,
- Mitte April 2017: Schwerpunkt der Erfassung von Sippen der Gattungen *Ranunculus*, *Ornithogalum* und *Allium*,
- Ende April 2017: Schwerpunkt der Erfassung von *Poa bulbosa*,
- Juli 2017: Schwerpunkt der Erfassung von Sommerarten wie *Dianthus deltoides*, *Campanula rapunculoides* und *Epipactis helleborine*.

Die Erfassung von *Tulipa sylvestris* musste aufgrund der großen Anzahl der Wuchsorte getrennt von der Kartierung der übrigen Sippen zwischen Mitte April und Mitte Mai 2017 durchgeführt werden. Die Nomenklatur erwähnter Pflanzensippen folgt BUTTLER & HAND (2008).

Mit Ausnahme von *Tulipa sylvestris* wurden die Wuchsorte punktgenau erfasst und mit einem mobilen GPS-Gerät mit einer Lageungenauigkeit von unter 5 m eingemessen. Flächige Pflanzenvorkommen wurden dabei zu einem Fundpunkt zusammengefasst, sofern die besiedelte Fläche nicht größer als 100 m² beziehungsweise die Länge der Fläche nicht über 10 m lag. Größere beziehungsweise längere Flächen wurden in mehrere Fundpunkte aufgeteilt. Die Anzahl der Pflanzen pro Fundpunkt wurden nach SCHACHERER (2001) wie folgt skaliert: a1 = 1 Spross, a2 = 2 bis 5 Sprosse, a3 = 6 bis 25 Sprosse, a4 = 26 bis 50 Sprosse, a5 = 51 bis 100 Sprosse, a6 = 101 bis 1.000 Sprosse, a7 = 1.001 bis 10.000 Sprosse, a8 = über 10.000 Sprosse. Bei der in Teilen der Parks fast flächendeckend wachsenden *Tulipa sylvestris* wurden abweichend die Wuchsorte flächig abgegrenzt. Pro Wuchsfläche wurde die Anzahl der Pflanzen ermittelt, so dass einerseits Wuchsdichten und andererseits die Gesamtzahl der Pflanzen errechnet werden konnten. Außerdem wurde die Anzahl blühender Pflanzen aufgenommen.

4. Floristisches Inventar der Parkanlagen

In den fünf untersuchten Parkanlagen wurden insgesamt 31 bedeutsame wild wachsende Pflanzenarten festgestellt, die sich ohne *Tulipa sylvestris* auf 1.056 Wuchsorte verteilen. *Tulipa sylvestris* wächst auf einer Fläche von 56.782 m². Die Tab. 1 fasst die Ergebnisse der Bestandsaufnahmen zusammen. Die größte Artenvielfalt wie auch die höchste Zahl an Fundpunkten weist der Französische Garten auf. Nach beiden Kriterien liegt der Schlosspark an zweiter Stelle. Von der Artenvielfalt her liegt Thaers Garten an dritter Stelle, während diese Anlage gleichzeitig aber die geringste Zahl an Fundpunkten aufweist. Der Hehlentorfriedhof ist zwar am artenärmsten, von der Anzahl der Fundpunkte her liegt er aber nur knapp hinter dem Schlosspark. Thaers Garten unterscheidet sich von den übrigen Parkanlagen insbesondere dadurch, dass neben den typischen Stinzenpflanzen diverse Arten der Sandtrockenrasen und des mesophilen Grünlandes vorkommen. Teilflächen sind als mesophiles Grünland beziehungsweise als Nassgrünland ausgeprägt und liegen im Überschwemmungsgebiet der Aller. Der Französische Garten und der Schlosspark beherbergen auch einige seltene Wasser- und Sumpfpflanzen, allerdings in nur geringer Artenzahl und Menge.

Die mit weitem Abstand häufigste kartierte Sippe ist die Wilde Tulpe (*Tulipa sylvestris*, Abb. 1), deren Bestand in den fünf Parkanlagen mit mehr als 8 Millionen Exemplaren das größte Vorkommen Niedersachsens (vergleiche GARVE 1994, WOHLGEMUTH 1998) und vermutlich auch

ganz Norddeutschlands darstellt, zumal diese Sippe im Celler Raum zusätzlich auch Auenwälder und –gebüsche, Staudenfluren und Grünland besiedelt (WOHLGEMUTH & KAISER 2008). Erstmals konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung die Bestandesgröße dieser Art in den Parkanlagen der Stadt Celle relativ genau ermittelt werden. Vorher war gesichert nur bekannt, dass in den Parkanlagen über 100.000 beziehungsweise über 10.000 Pflanzen wachsen (WOHLGEMUTH 1998), wenngleich NIEBUHR (1954: 92) bereits davon ausging, dass die Wilde Tulpe in den Parkanlagen „in vielen Tausenden, ja, Millionen Exemplaren anzutreffen“ sei. Den weitaus höchsten Anteil an den Tulpen-Vorkommen hat der Französische Garten, gefolgt von Schlosspark und Hehlentorfriedhof. Die Wilde Tulpe ist die bedeutendste Stinzenpflanze Celles (siehe auch WOHLGEMUTH 1998, KOWARIK & WOHLGEMUTH 2006). *Tulipa sylvestris* bildet besonders in den Rasen der Parks sehr dichte und ausgedehnte Bestände. Es werden Dichten bis zu 700 Pflanzen pro Quadratmeter erreicht. Weitere Vorkommen befinden sich in Rabatten und Parkgehölzen.



Abb. 1: *Tulipa sylvestris* vor dem Celler Schloss.

Fig. 1: *Tulipa sylvestris* in front of the Celle castle.



Abb. 2: *Corydalis solida* auf dem ehemaligen Hehlentorfriedhof.

Fig. 2: *Corydalis solida* at the former Hehlentor cemetery.

Die zweit häufigste Art ist der Gefingerte Lerchensporn (*Corydalis solida*, Abb. 2), der mit gut 14.000 Exemplaren vertreten ist. Es folgen *Gagea pratensis* und *Poa bulbosa* mit etwa 6.000 beziehungsweise 4.000 Sprossen. Vom Nickenden Milchstern (*Ornithogalum nutans* agg.) befinden sich die meisten Pflanzen nicht in den untersuchten Parkanlagen sondern unmittelbar an den Hehlentorfriedhof südöstlich anschließend (Abb. 3). Diese Vorkommen wurden mit erfasst. Sie sind aber nicht in die Übersicht der Tab. 1 eingegangen. In den genannten Bereichen verteilen sich etwa 4.200 Pflanzen auf 28 Einzelwuchsorte. Das sind weitaus mehr Pflanzen als in allen untersuchten Parkanlagen zusammen. In der Regel handelt es sich bei den Pflanzen nach LANGBEHN (2018) nicht um *Ornithogalum nutans* im engeren Sinne sondern um den Bastard *Ornithogalum x vigenieri* (*Ornithogalum boucheanum* x *nutans*).

Einige Parkanlagen weisen regelmäßig walddtypische Arten wie *Anemone nemorosa* auf. Mit nur zwei Pflanzen ist *Primula elatior* im Französischen Garten vertreten. Bemerkenswert ist, dass das Vorkommen am gleichen Wuchsort und in gleicher Menge vor elf Jahren (21.4.2006) im Rahmen einer Exkursion der Botanischen Arbeitsgemeinschaft Celle bereits einmal festgestellt wurde. Regionalfloristisch bemerkenswert ist das Vorkommen von *Bryonia dioica* am Harburger Berg. Auf dem Hehlentorfriedhof und in einigen Gärten im weiteren Umfeld befindet sich neben einem Vorkommen im Raum Hermannsburg (GARVE 2007) der einzige Bestand dieser Sippe im Landkreis Celle. Das Vorkommen ist in den letzten 25 Jahren weitgehend stabil geblieben (vergleiche KAISER 1993).

Von den nachgewiesenen Sippen sind acht mit Gefährdungsgrad 3 und eine mit Gefährdungsgrad 2 in der Roten Liste für das niedersächsische Tiefland (GARVE 2004) eingestuft. Hinzu kommen 14 Sippen der Vorwarnliste. Acht Sippen sind im Sinne von § 7 BNatSchG besonders geschützt. Alle Sippen waren bereits für den Landkreis Celle nachgewiesen (KAISER et al. 2007). Erstmals für die Parkanlagen nachgewiesen wurde das Mäuseschwänzchen (*Myosurus minimus*, Abb. 4), das offensichtlich von Tritt und Beweidung durch Enten und vor allem Gänse im Schlosspark profitiert. Für die Triftanlagen wurde erstmals *Asplenium ruta-muraria* nachgewiesen, während das bis vor kurzem ebenfalls noch unbekannte Vorkommen im Schlosspark bereits von FEDER (2016) beschrieben wird. Letzteres Vorkommen ist insofern besonders bemerkenswert, als dieser Wuchsort bereits von NÖLDEKE (1871) angegeben wird. In den 1980er, 1990er und 2000er Jahren wurden die betreffenden Mauern immer mal wieder abgesucht, ohne dass dort ein Nachweis von *Asplenium ruta-muraria* gelang. Neu für die Triftanlagen ist *Filago vulgaris*, das 2017 an vielen Stellen in der Region neu beobachtet worden ist.

Neben den in Tab. 1 dokumentierten Sippen bilden zahlreiche weitere Arten im Frühling attraktive Blühaspekte auf den Rasen und Wiesen der Parkanlagen. Dazu gehören beispielsweise *Cardamine pratensis*, *Anemone nemorosa*, *Ficaria verna*, *Viola odorata*, *Veronica filiformis*, *Ajuga reptans* und *Scilla siberica*. In Schlosspark und Französischem Garten wächst *Chionodoxa luciliae* in zum Teil dichten Beständen, im Französischen Garten auch *Chionodoxa sardensis* und *Chionodoxa luciliae* x *sardensis* (LANGBEHN et al. 2011). In den Triftanlagen tritt *Chionoscilla allenii* (Abb. 5) verbreitet auf (LANGBEHN 2016). Hier wurden 2017 72 Wuchsorte mit mehr als 5.000 Pflanzen gezählt. Vorfrühlingsaspekte bilden stellenweise *Galanthus nivalis* und *Crocus tommasinianus* sowie *Crocus tommasinianus* x *C. vernus* (LANGBEHN 2016). Im Sommer trägt *Campanula rotundifolia* zu attraktiven Blühaspekten bei. In Tab. 1 nicht berücksichtigt wurden offensichtlich auf jüngere Anpflanzungen zurückgehende Arten wie *Geranium sanguineum*, *Mercurialis perennis* und *Lathyrus vernus*.

Problematische Neophyten treten in nur sehr geringem Umfang in den Parkanlagen auf. Im Schlosspark wurde ein Exemplar von *Heracleum mantegazzianum* gefunden. Größere Bestände bildet *Allium paradoxum* im Französischen Garten. Hier verteilen sich mehr als 800 Pflanzen auf zwölf Wuchsorte. *Allium paradoxum* wächst in diesem Bereich bereits seit mehr als zehn Jahren (Nachweis der Sippe im Rahmen einer Exkursion der Botanischen Arbeitsgemeinschaft Celle am 21.4.2006), breitet sich aber aus und verdrängt andere Geophyten.

Von den von KAISER (1993) genannten Sippen wurde nur die ehemals am Gewässerufer im Französischen Garten wachsende *Veronica maritima* aktuell nicht bestätigt.

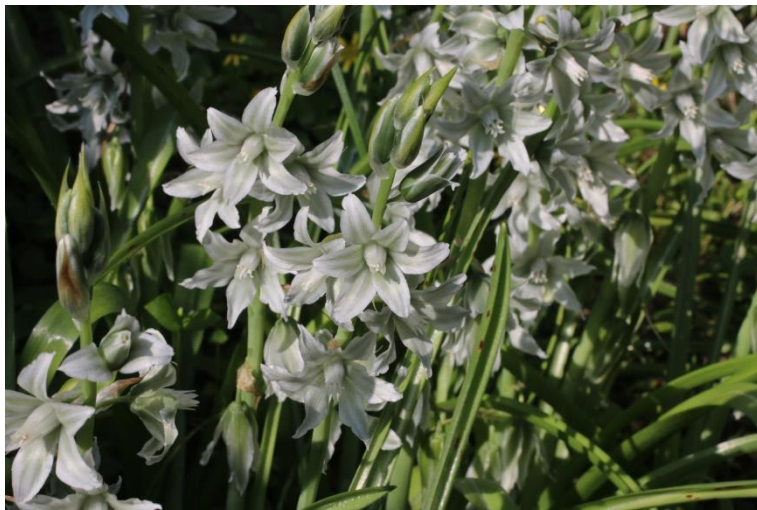


Abb. 3: *Ornithogalum x vigenieri* südöstlich des Hehlentorfriedhofs.

Fig. 3: *Ornithogalum x vigenieri* in the southeast of the Hehlentor cemetery.



Abb. 4: *Myosurus minimus* im Schlosspark.

Fig. 4: *Myosurus minimus* at the castle park.



Abb. 5: *Chionoscilla allenii* in den Triftnanlagen.

Fig. 5: *Chionoscilla allenii* at the Triftnanlagen.



Abb. 6: Vegetative Massenbestände von *Tulipa sylvestris* im Französischen Garten.

Fig. 6: Vegetative occurrence of *Tulipa sylvestris* at the French garden.

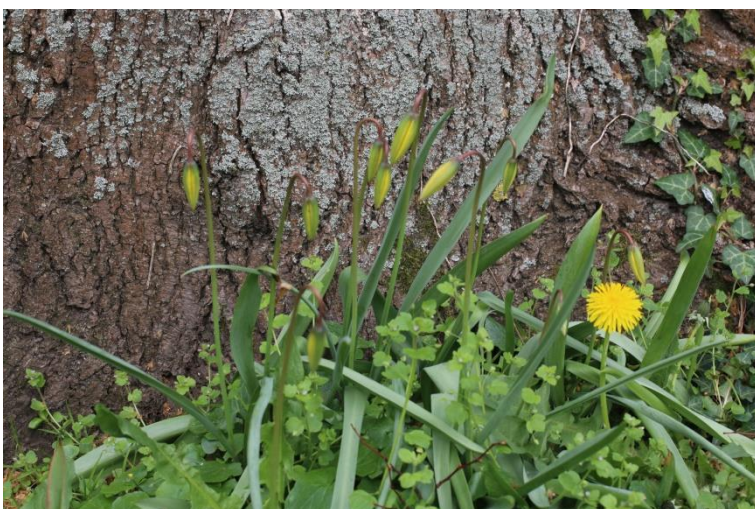


Abb. 7: Blühfreudige Exemplare von *Tulipa sylvestris* am Stammfuß eines Parkbaumes.

Fig. 7: Flowering *Tulipa sylvestris* in front of the footing of a tree trunk.

Tabelle 1: Bedeutsame Pflanzensippen der historischen Parkanlagen der Stadt Celle.

Table 1: Significant plant species of the historical gardens at Celle.

Gef.-grad: Gefährdungsgrade für das niedersächsische Tiefland nach GARVE (2004): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, R = extrem selten, V = Vorwarnliste.

Schutzstatus: § = im Sinne von § 7 BNatSchG besonders geschützt.

Die Fundpunkte werden mit Ausnahme von *Tulipa sylvestris* als absoluter Wert angegeben. Bei *Tulipa sylvestris* erscheint stattdessen die besiedelte Fläche in Quadratmeter. Bei den Angaben zur Bestandesgröße handelt es sich um gerundete Werte.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Gef.-grad und Schutzstatus	Französischer Garten		Schlosspark		Triftanlagen		Hehlentorfriedhof		Thaers Garten		gesamt	
			Fundpunkte	Bestandesgröße	Fundpunkte	Bestandesgröße	Fundpunkte	Bestandesgröße	Fundpunkte	Bestandesgröße	Fundpunkte	Bestandesgröße	Fundpunkte	Bestandesgröße
<i>Allium vineale</i>	Weinbergs-Lauch	-	2	20	51	1.600	0	0	6	200	12	350	71	2.200
<i>Armeria maritima</i> subsp. <i>elongata</i>	Sand-Grasnelke	V, §	0	0	0	0	0	0	0	0	4	20	4	20
<i>Asplenium ruta-muraria</i>	Mauerraute	3	0	0	4	40	1	10	0	0	0	0	5	50
<i>Bryonia dioica</i>	Rotfrüchtige Zaunrube	V	0	0	0	0	0	0	11	25	0	0	11	25
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	3	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Campanula rapunculus</i>	Rapunzel-Glockenblume	V	3	5	14	200	0	0	0	0	29	500	46	700
<i>Centaurea jacea</i>	Wiesen-Flockenblume	V	0	0	1	1	0	0	0	0	3	20	4	20
<i>Cichorium intybus</i>	Wegwarte	V	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	1	3
<i>Corydalis cava</i>	Hohler Lerchensporn	-	4	120	0	0	4	150	35	1.200	2	20	45	1.500
<i>Corydalis solida</i>	Gefingierter Lerchensporn	-	56	1.200	67	1.400	46	2.000	114	9.600	0	0	283	14.200
<i>Dianthus deltoides</i>	Heide-Nelke	3, §	0	0	0	0	0	0	0	0	8	750	8	750
<i>Echium vulgare</i>	Gewöhnlicher Natternkopf	V	0	0	2	10	1	1	0	0	0	0	3	11
<i>Epipactis helleborine</i>	Breitblättrige Stendelwurz	§	0	0	2	3	0	0	1	1	0	0	3	4
<i>Filago vulgaris</i>	Deutsches Filzkraut	2	0	0	0	0	2	150	0	0	0	0	2	150
<i>Gagea lutea</i>	Wald-Gelbstern	V	11	100	3	25	6	180	0	0	0	0	20	300
<i>Gagea pratensis</i>	Wiesen-Gelbstern	V	100	1.500	28	550	42	3.300	17	450	16	180	203	6.000
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Froschbiss	V	0	0	5	60	0	0	0	0	0	0	5	60
<i>Iris pseudacorus</i>	Sumpf-Schwertlilie	§	9	15	15	25	0	0	0	0	0	0	24	40

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Gef.-grad und Schutz-status	Französischer Garten		Schlosspark		Trifftanlagen		Hehlentorfriedhof		Thaers Garten		gesamt	
			Fund-punkte	Bestan-desgröße	Fund-punkte	Bestan-desgröße	Fund-punkte	Bestan-desgröße	Fund-punkte	Bestan-desgröße	Fund-punkte	Bestan-desgröße	Fund-punkte	Bestan-desgröße
<i>Myosotis ramosissima</i>	Hügel-Vergissmeinnicht	V	0	0	2	40	0	0	0	0	0	0	2	40
<i>Myosurus minimus</i>	Mäuseschwänzchen	-	0	0	3	500	0	0	0	0	0	0	3	500
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose	§	2	75	6	25	0	0	0	0	0	0	8	100
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerosen	V, §	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10
<i>Ornithogalum nutans</i> agg.	Nickender Milchstern	-	26	450	0	0	1	10	7	300	4	50	38	800
<i>Poa bulbosa</i>	Knolliges Rispengras	3	143	3.000	18	350	15	450	0	0	0	0	176	3.800
<i>Primula elatior</i>	Hohe Schlüsselblume	3, §	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	Gold-Hahnenfuß	V	44	1.200	0	0	0	0	0	0	0	0	44	1.200
<i>Ranunculus bulbosus</i>	Knolliger Hahnenfuß	V	28	200	0	0	0	0	5	20	5	10	38	230
<i>Sedum sexangulare</i>	Milder Mauerpfeffer	V	0	0	0	0	0	0	0	0	3	200	3	200
<i>Tulipa sylvestris</i>	Wilde Tulpe	3, §	37455 m²	5.824.300	9.785 m²	1.269.200	1.026 m²	188.500	6.865 m²	861.400	1.651 m²	181.600	56782 m²	8.325.000
<i>Ulmus laevis</i>	Flatter-Ulme	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Summe			434		221		119		196		86		1.056	
Anzahl Sippen			18		16		10		9		11		31	

5. Blühverhalten von *Tulipa sylvestris*

Nur ein Bruchteil der Pflanzen von *Tulipa sylvestris* kommt in den Parkanlagen zur Blüte (Abb. 6). Den gezählten 8.325.000 Pflanzen stehen nur 32.760 Blüten gegenüber, was einem Anteil von knapp 0,4 % entspricht. Zwischen den einzelnen Parkanlagen schwankt der Anteil blühender Tulpen zwischen 0,19 und 0,81 % (Tab. 2). Das Phänomen eines nur sehr geringen Anteiles blühender Pflanzen betrifft auch andere Regionen und wird bereits von HEGI (1939: 306) beschrieben: „Fast immer gelangt eine große Zahl von Exemplaren nicht zum Blühen; derartige Exemplare besitzen dann nur ein einziges, langscheidiges Laubblatt.“

Tabelle 2: Anzahl blühender Exemplare im Vergleich zum Gesamtbestand von *Tulipa sylvestris*.

Table 2: Number of flowering plants in comparison to the total stock of *Tulipa sylvestris*.

	Französi- scher Garten	Schloss- park	Trift- anlagen	Hehlentor- friedhof	Thaers Garten	gesamt
Bestandes- größe	5.824.300	1.269.200	188.500	861.400	181.600	8.325.000
blühend	15.560	10.270	1.260	5.330	340	32.760
Anteil blühend	0,27 %	0,81 %	0,67 %	0,62 %	0,19 %	0,39 %

Einen wichtigen Einfluss auf das Blühverhalten der Wilden Tulpe haben die Nährstoffversorgung und der Basenreichtum der Böden sowie eine hinreichende Frühjahrsfeuchtigkeit (JÄGER 1973). Das vermutet RÜGGERBERG (1957) auch für den Celler Raum. Der Hypothese, dass die aktuelle Nährstoffversorgung der Standorte entscheidenden Einfluss auf das Blühverhalten von *Tulipa sylvestris* in den Celler Parkanlagen hat, ist MÜLLER (2017) nachgegangen. An 40 Wuchsorten der Wilden Tulpe im Schlosspark, Französischen Garten, Thaers Garten und Hehlentorfriedhof wurden pro Untersuchungsfläche drei bis fünf Stichproben des Oberbodens entnommen, vermengt und luftgetrocknet. Im Labor erfolgte eine Überprüfung der Bodenreaktion anhand des pH-Wertes, eine Bestimmung des Gehaltes an organischer Substanz und eine Ermittlung aller Bestandteile der Kationenaustauschkapazität (H- und S-Wert). Der pH-Wert und die Komponenten der Kationenaustauschkapazität wurden nach Standardverfahren untersucht, die Kationenaustauschkapazität nach dem Verfahren von Brown bestimmt. Aus den S-Werten und der Kationenaustauschkapazität wurde der Basensättigungsgrad ermittelt. Der Gehalt der organischen Substanz ist über den Glühverlust des Bodens berechnet worden.

Die Auswertung der erhobenen Daten erfolgte mit Hilfe einer multiplen, linearen Regressionsanalyse mit dem Programm SPSS (24.0). Für die Regression wurde die Zahl der blühenden Individuen pro Quadratmeter als Responsevariable verwendet und in Beziehung mit den Prädiktorvariablen gesetzt. Zu diesen unabhängigen Variablen zählen Biototyp, Beetgröße, absolute Größe des Tulpenbestandes, Dichte der Tulpen, Bodenart, Gehalt an organischer Substanz, pH-Wert, Kationenaustauschkapazität, Basensättigungsgrad und Geländeneigung (Ost-Süd-Exposition).

Im Ergebnis stellt sich heraus, dass die Nährstoffversorgung auf allen Untersuchungsflächen bereits im artspezifischen Optimum liegt (Tab. 3). Die durchschnittlich neutralen Böden weisen durchweg eine nahezu vollständige Basensättigung auf. Auch blühen die Pflanzen sowohl auf

reinen Sandböden als auch auf lehmigeren Böden. Eine Korrelation der Blühintensität mit den Bodenverhältnissen konnte nicht festgestellt werden. Jedoch korreliert die Blütenzahl positiv mit der Exposition der Wuchsorte. *Tulipa sylvestris* blüht vermehrt auf südlich exponierten Flächen.

Auch die Auswertung des Gesamtdatensatzes zu den Vorkommen der Wilden Tulpe zeigt, dass süd-, ost- und westexponierte Böschungen und Hanglagen überdurchschnittlich reich an blühenden Pflanzen sind. Das gilt sehr kleinteilig betrachtet außerdem für südlich den Stämmen größerer Bäume vorgelagerten Flächen (Abb. 7) und für die Ränder gepflasterter Wege. Wärmebegünstigte Mikroklimata fördern offensichtlich in den Celler Parkanlagen die Blühfreudigkeit von *Tulipa sylvestris*. Angesichts der mediterranen Herkunft der Sippe (JÄGER 1973) und einer Temperaturzahl von 7 (Wärmezeiger) nach ELLENBERG (1991) ist das auch nicht verwunderlich.

Tabelle 3: Hauptvariablen der Bodenchemie (aus MÜLLER 2017: 14).

Table 3: Main variables of the soil chemistry.

Hauptvariablen der Bodenchemie	Median- werte	minimale Werte	maximale Werte
organische Substanz (in Gewichtsprozent der Bodenprobe)	7,16	4,15	22,08
pH-Wert (H ₂ O)	7,11	4,96	7,79
Kationenaustauschkapazität (mval/100 g)	14,90	6,90	32,20
S-Wert (mval/100 g)	14,40	4,40	32,20
Basensättigung (in %)	99,31	63,77	100,00

Aus dem erhobenen Gesamtdatensatz zur Verbreitung von *Tulipa sylvestris* und dem Anteil blühender Pflanzen deuten sich weitere Korrelationen an. In den sehr dichten Beständen mit bis zu 700 Pflanzen pro Quadratmeter ist der Blütenanteil sehr gering. Ein Anteil blühender Pflanzen von mindestens 10 % wird nur dort erreicht, wo weniger als 100 Pflanzen pro Quadratmeter wachsen. Von ähnlichen Beobachtungen berichtet DAHM (1985).



Abb. 8: Angepasste Parkrasenpflege zum Schutz von *Tulipa sylvestris*.

Fig. 8: Careful maintenance of the park lawn in order to protect *Tulipa sylvestris*.

Die blütenreichsten Flächen liegen in Rabatten. Hier wurden bis zu 83 blühende Pflanzen pro Quadratmeter gezählt. In Parkgehölzen wurden bis zu 42, auf Rasen bis zu 40 blühende Pflanzen pro Quadratmeter erfasst. Der Tab. 4 ist zu entnehmen, dass sich stark blühende Bestände auf Böschungen mit Rasenbewuchs und im Bereich der Rabatten konzentrieren, gefolgt von Gehölzen, während auf ebenen Rasen eine sehr geringe Blühfreudigkeit herrscht, obwohl die Tulpenbestände anders als in früheren Zeiten (RICKLEFS 1980, WOHLGEMUTH 1998) bei der Grünflächenpflege der Rasen bis nach der Blütezeit von der Mahd verschont bleiben (Abb. 8). Dafür werden hier mit weitem Abstand die höchsten Pflanzendichten erreicht. Offensichtlich führen fehlende Bodenstörungen und vielleicht auch die Wurzelkonkurrenz mit Gräsern und Kräutern dazu, dass sich die Tulpen intensiv vegetativ durch unterirdische Stolonen, die Tochterzwiebeln bilden, vermehren. Vermutlich wird durch die Bildung von nicht abgetrennten Tochterzwiebeln den Pflanzen so viel Kraft entzogen, dass sie nicht zur Blüte gelangen. PAVORD (1999) weist darauf hin, dass *Tulipa sylvestris* durch die Begrenzung der Ausläuferbildung zum Blühen gebracht werden kann.

Tabelle 4: Blühverhalten von *Tulipa sylvestris* in Abhängigkeit vom Wuchsorttyp.

Table 4: The flowering of *Tulipa sylvestris* in dependence to the habitats.

	Parkgehölz	Rabatte	Rasen, eben	Rasen, Böschung	
Anzahl aller Pflanzen von <i>Tulipa sylvestris</i>	1.930,5	2.273,5	49.628,0	2.947,5	Fläche [m²]
	3,4	4,0	87,4	5,2	Anteil [%]
stark blühende Be- stände (Blütenanteil mindestens 10 %)	164,0	396,8	510,3	1.431,5	Fläche [m²]
	8,5	17,5	1,0	48,6	Anteil am Wuchsorttyp [%]

Dank

Der Stadt Celle sei für die Erlaubnis gedankt, die in ihrem Auftrage erhobenen floristischen Daten veröffentlichen zu dürfen. Außerdem sei der Stadt Celle für die sorgsame Parkpflege gedankt, die die Belange des Pflanzenartenschutzes in vorbildlicher Weise berücksichtigt.

Literatur

- BNatSchG - Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I. S. 2542), zuletzt geändert durch Gesetz vom 15. September 2017 (BGBl. I S. 3434).
- BRANDES, D. (1985): Nitrophile Saumgesellschaften in alten Parkanlagen und ihre Bedeutung für den Naturschutz. – Phytocoenologia 13 (3): 451–462.
- BUTTLER, K. P. & HAND, R. (2008): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. – Kochia, Beih. 1: 107 pp. Berlin.

- DAHM, H. (1985): Die Wildtulpe in den Vierlanden. – Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg 7: 12–17.
- ELLENBERG, H. (1991): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). – Scripta Geobotanica 18: 9–166.
- FEDER, J. (2016): Neue Fundorte und vernichtete Vorkommen der Mauerraute (*Asplenium rutamuraria* L. im nordwestdeutschen Tiefland (2016). – Bremer Botanische Briefe 23: 9–11.
- GARVE, E. (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 30 (1/2): 895 pp. Hannover.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Fassung, Stand 1.3.2004. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24 (1): 1–76.
- GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 43: 507 pp. Hannover.
- HEGI, G. (1939): Illustrierte Flora von Mittel-Europa. Band II, 2. Neubearb. Aufl. – 532 pp. München – Berlin.
- HENNEBO, D. & ROHDE, M. (1991): Historische Gärten in Celle. – 5 Bände. Hannover.
- JÄGER, E. J. (1973): Zur Verbreitung und Lebensgeschichte der Wildtulpe (*Tulipa sylvestris* L.) und Bemerkungen zur Chorologie der Gattung *Tulipa* L. – Hercynica N. F. 10 (4): 429–448.
- KAISER, T. (1993): Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen in alten Parkanlagen Celles. – Floristische Notizen Lüneburger Heide 1: 1–8.
- KAISER, T., ELLERMANN, G., GERKEN, R. & LANGBEHN, H. (2007): Liste der Farn- und Blütenpflanzen des Landkreises Celle – Stand März 2007. – Floristische Notizen Lüneburger Heide 15: 2–17.
- KOWARK, I. & WOHLGEMUTH, J. O. (2006): *Tulipa sylvestris* (Liliaceae) in Northwestern Germany: A non-indigenous species as an indicator of previous horticulture. – Polish Botanical Studies 22: 317–331.
- LANGBEHN, H. (2016): Neues zur Flora des Landkreises Celle 2015. – Floristische Notizen Lüneburger Heide 24: 14–19.
- LANGBEHN, H. (2018): Neues zur Flora des Landkreises Celle 2017. – Floristische Notizen Lüneburger Heide 26: 27–33.
- LANGBEHN, H., GERKEN, R. & PRASSE, R. (2011): Die Schneeglantz-Sippen (*Chionodoxa* BOISSIER) im Landkreis Celle. – Floristische Notizen Lüneburger Heide 19: 23–30.
- MÜLLER, K. I. (2017): Die Wilde Tulpe (*Tulipa sylvestris* L.): Mögliche Einflussfaktoren auf das Blühverhalten eines Geophyten in Celler Parkanlagen. – Leuphana Universität Lüneburg, Bachelor-Arbeit, 33 pp. Lüneburg.
- NIEBUHR, O. (1954): Die Wilde Tulpe (*Tulipa sylvestris*) in Niedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung ihres Vorkommens in Celle und Wienhausen. – Beiträge Naturkunde Niedersachsen 7: 90–93.

- NLFB - Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (1997): Böden in Niedersachsen. – Digitale Bodenkarte, CD-Rom. Hannover.
- NÖLDEKE, C. (1871): Flora Cellensis. – 96 pp. Celle.
- PAVORD, A. (1999): Die Tulpe: Eine Kulturgeschichte. – 439 pp. Frankfurt am Main.
- POPPENDIECK, H.-H. (1996): Historische Zierpflanzen in schleswig-holsteinischen Gärten und Parkanlagen. – In BUTTLAR, A. V. & MEYER, M. M. (Hrsg.): Historische Gärten in Schleswig-Holstein. – S. 60–74. Heide.
- RAABE, U. (1988): Zum Vorkommen von Goldstern-Arten (*Gagea spec.*) und Wilder Tulpe (*Tulipa sylvestris*) auf Kirch- und Friedhöfen im Raum Hamburg – Lauenburg. – Floristische Rundbriefe 21 (2): 104–106.
- RICKLEFS, J. (1980): Der Französische Garten. – Dokumentation der Stadtparkasse, 24 pp. Celle.
- RÜGGERBERG, H. (1957): Die Waldtulpen in Celle und anderen niederdeutschen Orten. – Heimatkalender für die Lüneburger Heide 1957: 97–98. Celle.
- SCHACHERER, A. (2001): Das Niedersächsische Pflanzenarten-Erfassungsprogramm. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 21 (5 – Supplement Pflanzen): 20 pp. Hildesheim.
- WOHLGEMUTH, J. O. (1998): Die Wilde Tulpe (*Tulipa sylvestris* L.) in Niedersachsen. – Universität Hannover, Diplomarbeit, 114 pp. + Anhänge. Hannover.
- WOHLGEMUTH, J. O. & KAISER, T. (2008): Die Wilde Tulpe (*Tulipa sylvestris* L.) im Raum Celle – Biotopbindung und Verbreitungsbild eines Neophyten. – Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9: 491–497.

Autoren:

Prof. Dr. Thomas Kaiser,
Leuphana Universität Lüneburg, Institut für Ökologie
Büro: Arbeitsgruppe Land & Wasser
Am Amtshof 18
29355 Beedenbostel
E-Mail: Kaiser-alw@t-online.de

Kim Ivy Müller
Osterloh 14
29456 Hitzacker
E-Mail: kim.mueller@stud.leuphana.de

Dieser Beitrag wird unter einer Creative Commons Lizenz (CC-BY 4.0) veröffentlicht.

Anmerkungen zur Bekämpfung „invasiver“ Arten

Klaus Adolphi

Dietmar Brandes zu seinem 70. Geburtstag in freundschaftlicher Verbundenheit gewidmet

Anlässlich der Schutzwürdigkeit von wildwachsenden Pflanzen und freilebenden Tierarten ist es seit einigen Jahrzehnten für zahlreiche „Naturschützer“ bedeutsam geworden, zu entscheiden, ob eine Art „heimisch“ oder „fremd“ („neobiotisch“) ist. Selten wird gefragt, was heimisch überhaupt bedeuten soll. In jedem Gebiet gibt es Arten, die schon länger anwesend sind als andere. Es hat noch nie Konstanz von Arten in Fauna und Flora gegeben. Das oft erwähnte und idealisierte „Gleichgewicht“ in der vom Menschen unbeeinflussten Natur ist ein Hirngespinnst, wenn längere Zeiträume betrachtet werden. „The British flora – a changing picture“ war der zutreffende Titel einer Ansprache von John Patrick Micklethwait Brenan, dem Präsidenten der Botanical Society of the British Isles, gehalten im Jahre 1982 (BRENAN 1983).

Nun, wie hätten es manche Naturschutzbeamten denn gerne, wenn „heimische“ Arten vor „fremden“ geschützt werden sollen? Praktisch, wenn auch willkürlich, ist es die Zeitgrenze mit der Entdeckung Amerikas zu definieren. Welche Arten aus Amerika kamen, ist hinreichend bekannt. Bei Flieder, Wild-Tulpe, Glatthafer oder *Iris germanica*, die ja gar nicht so richtig „germanisch“ ist, bleibt etwas Mühe zur Nachforschung nicht erspart.

Die Liste der Fremden wird lang, ihre Austilgung im Gebiet erscheint sofort unmöglich (nicht „rückholbar“ sind sie in den Worten Ingo Kowariks). Die vorgeschlagene Lösung: Bei der Bekämpfung beschränke man sich auf die „invasiven“ Arten, also im Sinne des ursprünglichen Begriffs „invasiv“ auf solche mit Eroberungsdrang und „Killerinstinkt“. Ein gern verwendetes Beispiel ist die Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*), die einst im ZDF-heute journal „Das Monster aus dem Kaukasus“ genannt wurde.

Der Autor dieser Zeilen möchte an einem Beispiel aufzeigen, dass die Bekämpfung von Neobiota mancherorts überflüssig sein kann.

Die hier geschilderten Bekämpfungsmaßnahmen fanden in dem seit Jahrzehnten aufgelassenem Steinbruch Römerich bei Linz am Rhein statt (TK25 5410/13 Waldbreitbach). Nach Beendigung des Abbaus von Basalt gab es kaum menschliche Aktivitäten in dem Steinbruch. Die Vegetation konnte sich weitgehend selbstständig entwickeln. Drei Pflanzenarten mögen jedoch absichtlich eingebracht worden sein, denn es gibt Spuren ehemals jagdlicher und imkerischer Tätigkeiten.

Heracleum mantegazzianum und *Impatiens glandulifera* waren eventuell als Bienentrachtpflanzen eingebracht worden und *Lupinus polyphyllus* zur Äsung von Rehwild kultiviert worden.

Bei seiner alljährlichen Routinebetrachtung des Geländes am 17. Juli 2018 dachte der Autor zunächst, dass Wildschweine an einer Stelle gesuhlt haben. Es stellte sich bei näherer Betrachtung heraus, dass die „Suhlstelle“ mehrere hundert Quadratmeter groß war und genau der vorjährigen Wuchsstelle von *Impatiens glandulifera* entsprach. Bei einer gründlichen Nachbetrachtung der Fläche am 15. September zeigte sich, dass mindestens drei Pflanzen des Drüsigen Springkrautes die Bekämpfungsmaßnahme überlebt hatten. Abb. 1 zeigt eine davon.



Abb. 1: Zustand der sich erholenden Vegetation am 15.09.2017 einige Monate nach „Abkratzung“ des Bodens zwecks Bekämpfung von *Impatiens glandulifera*.

Die Bekämpfung galt im Steinbruchgelände auch *Lupinus polyphyllus*, war jedoch weniger erfolgreich, da diese Art nicht in einem geschlossenen Areal wuchs, sondern meist zerstreut als Einzelpflanzen weit verteilt. Die Lupinen mussten anscheinend einzeln herausgerissen werden.



Abb. 2: *Heracleum mantegazzianum* am 17. Juli 2017 durch vorangegangenen Herbizideinsatz geschädigt.

Der große Bestand von *Heracleum mantegazzianum* ist schwerer zugänglich, da man mehrere Meter steil aufwärtssteigen muss, um dorthin zu gelangen. Der Einsatz von Geräten zur Entfernung der Pflanzen unterblieb offenbar. Stattdessen wurde die „chemische Keule“ zur Bekämpfung der Herkulesstaude eingesetzt. Abb. 2 zeigt den Zustand der Pflanzen im Juli. Im September (Abb. 3) war bereits die nächste Generation von *Heracleum mantegazzianum* prächtig herangewachsen. Damit war zu rechnen. Eine erneute Bekämpfung dürfte vorgesehen sein.



Abb. 3: Zustand von *Heracleum mantegazzianum* am 15. September 2017. Unbeschädigte Pflanzen der zweijährigen Art sind nachgewachsen.

Eine außerhalb der Blütezeit schwer zu entdeckende neophytische Art wurde übersehen. Es handelt sich möglicherweise um das einzige bekannte, eingebürgerte Vorkommen von *Dianthus barbatus* (Abb. 4 und Abb. 5) in Deutschland. Der Autor kennt die Art im Steinbruch Römerich seit über zwanzig Jahren. Die Art wächst dort in verschiedenen Blütenfarben, weist also eine genetische Vielfalt vor. Außer Einzelpflanzen durch Aussamung kommen durch vegetative Vermehrung auch Teppiche von *Dianthus barbatus* vor.



Abb. 4: *Dianthus barbatus* im Steinbruch Römerich am 17. Juli 2017.

Die im Römerich bekämpften drei neophytischen Arten galten noch vor wenigen Jahrzehnten als ausgesprochen nützlich für Bienen und wurden nicht selten auch in der freien Landschaft ausgebracht. Heute werden sie gern als „invasiv“ bezeichnet, wobei der Begriff nicht einheitlich verwendet wird. Im englischen Schrifttum wird oft jede in einem Gebiet fremde freilebende Art so bezeichnet, weil sie bereits eingedrungen ist. In der deutschen Literatur wird der Begriff meist eingengt auf Arten, die sich übermäßig stark ausbreiten und als eine Gefährdung für Arten der heimischen Flora und Fauna angesehen werden. Hier liegt ein breiter Spielraum für den Begriff Invasivität vor, wodurch mancherorts Arten bekämpft werden, die andernorts geduldet werden.

Aus der Sicht des Autors ging von den einst eingebrachten Arten keine Gefahr für heimische Arten aus. *Impatiens glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum* und *Lupinus polyphyllus* hätten aus dem Steinbruch kaum „ausbrechen“ können, denn in dem dichten Wald, der an den entlegenen Steinbruch angrenzt, hätten sie nicht gedeihen können.

Da die natürlichen Areale von Pflanzen- und Tierarten keine dauerhaft konstanten Grenzen besitzen, muss auch an Arealerweiterungen gedacht werden, die nicht vom Menschen verursacht sind. Breiten sich Arten natürlicherweise in ein Gebiet aus, in dem sie vorher nicht vorhanden, können sie im neuen Gebiet nicht als neobiotisch angesehen werden. Auch die heimischen Arten sind seit unterschiedlich langer Zeit anwesend und nur selten im als heimisch betrachteten Gebiet entstanden.



Abb. 5: *Dianthus barbatus* blühend im Steinbruch Römerich am 9. Juni 2007.

Insbesondere gibt es bei einigen neu vorkommenden Vogelarten meist gar keine Beweise, ob sie sich selbsttätig ausgebreitet haben oder aus menschlicher Obhut entwichen sind. Der Autor denkt insbesondere an Nilgans und Halsbandsittich. Als sich vor wenigen Jahrzehnten die Türkentaube (man beachte den deutschen Vogelnamen, der nichts zu tun hat mit dem wissenschaftlichen Namen *Streptopelia decaocto*) war der Gedanke von invasiven Arten noch nicht aufgekommen. Mit Interesse beobachteten Ornithologen die Ausbreitung der Vogelart in Europa.

Die Kanadagans (*Branta canadensis*) gilt als Art, die aus Nordamerika nach England in Parkanlagen eingeführt wurde. In dem umfassenden Werk von Friderich wird sie in der sechsten von BAU (1922) bearbeiteten Auflage für Europa noch nicht aufgeführt. Bei PETERSON, MOUNTFORT & HOLLOM (1965: 66) heißt es noch „selten im mitteleuropäischen Binnenland erscheinend“. In-

zwischen ist sie ein in Deutschland häufiger Vogel an Flüssen (Abb. 6) und Seen. Vermutlich konnte die Art Europa nicht aus eigener Kraft erreichen. Sie ist demnach ein Neozoon. Anstrengungen die Kanadagans in der freien Landschaft wieder gänzlich zu entfernen, gibt es derzeit nicht. Vielerorts soll sie „vergrämt“ werden. Der Vogelkot wird lästig, vor allem an Badeseen.

Ganz auszuschließen ist eine natürliche Ausbreitung von Vogelarten über große Entfernungen dennoch nicht. Seit einigen Jahren wird Helgoland und die Nordseeküste des europäischen Festlandes regelmäßig von einem Schwarbrauenalbatros (*Thalassarche melanophris*) aufgesucht. Auch die seit einigen Jahrzehnten vorkommenden Halsbandsittiche (*Psittacula krameri*) in den Parkanlagen zahlreicher europäischer Städte könnten auf natürliche Ausbreitung der Art aus Asien beruhen.



Abb. 6: Kanadagänse am Rheinufer im Kölner Ortsteil Merkenich. 31.08.2006.

Die Nilgans (*Alopochen aegyptiacus*) fehlt auffälligerweise bei PETERSON, MOUNTFORT & HOLLOM (1965: 66), wird allerdings schon von BAU (1922:530f.) für Europa angegeben, da sie von ihrem „Vaterland“ Afrika gelegentlich Italien und Süddeutschland erreiche.

Ein erstaunlicher Erfolgsfall ist die Zunahme einiger in den 1990er Jahren aus einem Gehege ausgebrochener Nandus (*Rhea americana*). Zweifellos ist die Art ein Neozoon. Mehrere hundert Exemplare leben mittlerweile frei in Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein. Wie mit ihnen umgegangen werden soll, wird ganz unterschiedlich beurteilt. Sie gelten als schädlich auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen, beeinträchtigen eventuell den Bruterfolg von Kranichen und Rebhühnern, andererseits sind sie aber auch eine touristische Attraktion („Freilandzoo“).

Auch neue Vorkommen einiger Säugetierarten in Europa müssen differenziert betrachtet werden. Der Waschbär (*Procyon lotor*) stammt von Tieren ab, die aus Amerika nach Europa gebracht wurden. Die Wiederbesiedlung großer Teile Deutschlands durch den Wolf (*Canis lupus*) verläuft zügig. Der mit dem Wolf verwandte Goldschakal (*Canis aureus*) ist ohne menschliche Hilfe von Südosteuropa nach Mittel- und Westeuropa ausgebreitet.

Die vom Menschen geschaffenen Städte weisen weltweit bestimmte einheitliche ökologische Bedingungen auf, die es in der natürlichen Umwelt nicht gibt. So ist es nicht verwunderlich, dass sich bestimmte Arten innerhalb klimatischer Grenzen in urbanen Ökosystemen ausbreiten. Der

aus Asien stammende Götterbaum (*Ailanthus altissima*) wächst wild in Berlin, Kapstadt, New York und zahlreichen anderen Metropolen. Von Natur aus gäbe es Metropolen gar nicht. Folglich wüchse dort auch der Götterbaum nicht. Ist er überhaupt invasiv oder beweisen seine Vorkommen nicht eher die Anpassungsfähigkeit der Natur an neu aufgetretene ökologische Bedingungen? Die Bekämpfung von *Ailanthus* schützt nicht die Biodiversität, sondern stellt eine Verringerung der Artenvielfalt dar. Abb. 7 zeigt junge Götterbäume und einen Sommerflieder („Schmetterlingsstrauch“) im Gleisschotter in Bonn. Welche Arten des germanischen Urwaldes wären wohl in gleicher Weise auf dem Standort lebensfähig? Welche würde wie der Sommerflieder (*Buddleja davidii*) Schmetterlingen Nahrung bieten?



Abb. 7: *Ailanthus altissima* und *Buddleja davidii* am Bonner Hauptbahnhof. 20.07.2007.

Mit einer Verzögerung von einigen Jahrzehnten folgen dem Götterbaum weitere neophytische Baumarten auf urbanen Standorten. Am auffälligsten ist der Blauglockenbaum (*Paulownia tomentosa*), der sich vor allem an Eisenbahnstrecken ausbreitet. Steinige Böden scheinen ihm besonders zuzusagen (Abb. 8).

Als letztes Artbeispiel diene die erst im 19. Jahrhundert entdeckte und beschriebene Süßwassermeduse *Craspedacusta sowerbii* (LANKESTER 1880). Sie fiel erstmals in einem Becken mit kultivierten tropischen Wasserpflanzen in London auf. Die Annahme lag nahe, dass die Art mit gesammelten Pflanzen eingeschleppt worden war. Die Auffassung gilt heute noch. Demnach gilt sie als Neozoon. Die Heimat der Art befinde sich in China.

Einen Beweis dafür, dass sie neozoisches ist, gibt es nicht. Als sie einmal beschrieben worden war, sichtete man die Süßwassermeduse auch in anderen Orten Europas. Sie wurde als schwimmende Meduse nur dann gesehen, wenn die Wassertemperatur etwa 25 Grad überschritten hatte. In kühleren Jahren lebt sie im Gewässerschlamme in der Polypenform, die wegen ihrer Kleinheit von nur 2 mm Größe nicht auffällt. Sie mag es bereits lange vor ihrer Entdeckung in Europa gegeben haben oder sogar einheimisch sein. Eine eigenständige Ausbreitung von Asien nach Europa erscheint nicht unmöglich.



Abb. 8: Junge Exemplare von *Paulownia tomentosa* in einem Lichtschacht eines Gebäudes in Köln. Unten links ist ein Teil eines Götterbaumblattes erkennbar. 28.08.2012.



Abb. 9: Die Süßwassermeduse *Craspedacusta sowerbii* im Steinbruchsee des Malbergs (Kreis Neuwied). Aufnahme Jürgen Pfeifer, Bad Honnef. [Anmerkung zur Schreibweise des Artnamens *Craspedacusta sowerbii* vs. *Craspedacusta sowerbyi*: LANKESTER widmet in seiner Veröffentlichung die Art dem Entdecker Sowerby, ändert aber im wissenschaftlichen Namen die Schreibweise des Familiennamens. Ob er dies absichtlich tat oder ob ein unabsichtlicher Schreibfehler vorliegt, lässt sich nicht entscheiden.]

Nachdem einige willkürlich ausgewählte Artbeispiele vorgestellt worden sind, sollen Bemerkungen zur unterschiedlichen Wertung heimischer und neobiotischer Lebewesen vorgenommen werden. Als BRENAN (1983) seinen Vortrag hielt, geht er auf die andauernden Veränderungen der britischen Flora ein, die er teils in seinem eigenen Leben wahrgenommen hat. Der Gedanke, dass die Natur dadurch gefährdet sein könnte, kommt nicht auf. Die Auffassung, dass fremde Arten invasiv sein könnten und die in Britannien heimischen Pflanzen und Tiere eventuell verdrängen, war noch nicht weit verbreitet. Dies sollte sich aber bald vor allem hinsichtlich Rhododendren (vor allem *Rhododendron ponticum*) und dem Grauhörnchen (*Sciurus carolinensis*) ändern.

Derzeit ist die vorherrschende Meinung in Deutschland sowie der EU insgesamt und vielen weiteren Ländern, dass Neobiota kritisch zu betrachten sind, da davon auszugehen sei, dass diese Konkurrenten der heimischen Arten seien und diesen den Lebensraum streitig machten.

Es gibt jedoch zunehmend Stimmen, die sich so äußern, dass für die Abläufe in der Natur die Unterscheidung von heimisch und fremd völlig unerheblich sei. Es gebe ohnehin keine Konstanz der Arten in Flora und Fauna und keine „Stabilität“ von Ökosystemen und kein „biologisches Gleichgewicht“. Die Lebensspanne eines Menschen, in der dies so erscheinen mag, sei eben kein geeigneter Zeitmaßstab.

In Deutschland weist insbesondere REICHHOLF (2005) darauf hin, dass sich die Natur in dauerndem Wandel befinde. Dem Autor dieser Zeilen gefallen insbesondere die Kapitel über die Ausbreitungsvorstöße der Türkentaube und das Sukzessionsgeschehen im Walde mit einem Vergleich über einen vom Menschen verlassenem Garten, der „verwildert“. Nach anfänglicher Zunahme der Artenzahl komme es im Endstadium der Wiederbewaldung zu einem markanten Rückgang der Artenvielfalt.

Der Kulturanthropologe und Ethnobotaniker Wolf-Dieter STORL ist Deutsch-US-Amerikaner. Einen Teil seiner Kindheit sowie seine Jugend hat er in Ohio verbracht, danach lebte und wirkte er in Asien und dann wieder in Deutschland und anderen Ländern Europas. Bereits in Ohio entstanden seine Naturliebe und eine besondere Gabe der Naturbeobachtung. Sein Buch über „Wandernde Pflanzen“ (STORL 2012) ist faszinierend geschrieben. Die Einteilung in „gute“ Pflanzen (heimische) und „böse“ Pflanzen (Neophyten) lehnt er völlig ab. Berichte über die Beeinträchtigung heimischer Pflanzenarten in Amerika durch eingeführte europäische Arten hält er für maßlos übertrieben. Er traut sich diese Einschätzung als Kenner der amerikanischen Vegetation zu. Auch in anderen Teilen der Welt sei es so, dass heimische Arten durch neu eingewanderte nicht verdrängt würden.

Fred PEARCE (2016) bekundet, dass er ursprünglich aufgrund entsprechender Berichte in Fachzeitschriften, ein entschiedener Befürworter der Bekämpfung invasiver Arten war, um die heimische Natur vor Schaden zu bewahren. Nach jahrelanger eigener Beobachtung in seiner Heimat Großbritannien kamen ihm Zweifel über die Richtigkeit der vorherrschenden Meinung. Er machte es sich zur Aufgabe, alle Kontinente zu bereisen, um selbst zu sehen, ob durch fremde Arten Schäden in den heimischen Ökosystemen angerichtet worden sind. Dies hat er nicht feststellen können, wenn es auch wenige Fälle gebe, wo heimische Arten durch fremde verdrängt wurden. Aus seinem Kapitel „Der Mythos des Ursprünglichen“ sei zitiert: „Wir leben im Zeitalter des Anthropozäns, einer Epoche, in der die Erde vornehmlich vom Menschen geformt wird. Denn während uns das Anthropozän lehrt, dass es auf unserer Erde nichts Ursprüngliches mehr gibt, zeigt es uns auch, wie widerstandsfähig und erfinderisch die Natur ist. ... Indem wir verschiedene

Arten in die ganze Welt verstreut haben, haben wir oft die lokale Biodiversität gesteigert und vielleicht sogar hier und da einen Evolutionsschub ausgelöst.“

Der US-amerikanische Wissenschaftler David Theodoropoulos bezeichnet die Invasionsbiologie kompromisslos als Pseudowissenschaft. Deren Begriffe seien nicht brauchbar definierbar: „We have seen that „nativeness“ and „alienness“ are entirely dependent on arbitrary spatial and temporal scales, useless in the construction of testable scientific theory. „Invasion,“ „naturalness,“ „unnaturalness,“ „harm,“ „ecosystem health“, and „integrity“ are redefined at the whim of the researcher, and hence are without empirical content.“ (THEODOROPOULOS 2003: 125).

KOWARIK (2010) sieht die Angelegenheit differenzierter. Er legt hinsichtlich Bewertung fremder Arten Wert auf die jeweilige Einzelfallbetrachtung. Bereits eingebürgerte Neophyten hält er für nicht „rückholbar“. Eine Natur völlig frei von „invasiven“ Arten ist demnach auch für Ingo Kowarik nicht vorstellbar.

Die Einstellung des Autors dieser Zeilen kann man am besten mit dem Schlagwort kennzeichnen, das für die Kernzonen von Nationalparks gern verwendet wird: „Natur Natur sein lassen“, womit gemeint ist, dass menschliche Einflüsse völlig unterbleiben mögen. Möge dies auch außerhalb von Nationalparks gelten!

Bildnachweis: Soweit nicht anders angegeben stammen alle Aufnahmen vom Verfasser.

Literatur

- BAU, A., Bearb. (1922): Friderich – Naturgeschichte der Vögel Europas. 6. Aufl. 884 S. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: Stuttgart.
- BRENAN, J. P. M. (1983): Presidential Address, 1982. The British Flora - a changing picture. *Watsonia* 14(3): 237–242.
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Mit Beiträgen von Wolfgang Rabitsch. 2. Aufl. 492 S. Ulmer: Stuttgart.
- LANKESTER, E. R. (1880): On a new jelly-fish of the order Trachomedusae, living in fresh water. – *Nature* 22: 147–148.
- PEARCE, F. (2016): Die neuen Wilden. Wie es mit fremden Tieren und Pflanzen gelingt, die Natur zu retten. 330 S. oekom-Verlag: München.
- PETERSON, R., G. MOUNTFORT & P. A. D. HOLLOM (1965): Die Vögel Europas. 417 S. Parey: Hamburg & Berlin.
- REICHHOLF, J. (2009): Die Zukunft der Arten: Neue ökologische Überraschungen. 2. Aufl. 237 S. Deutscher Taschenbuch Verlag 34532: München.
- STORL, W.-D. (2012): Wandernde Pflanzen. Neophyten, die stillen Eroberer. Ethnobotanik, Heilkunde und Anwendungen. 320 S. AT Verlag: Aarau und München.
- THEODOROPOULOS, D. I. (2003): Invasion Biology. Critique of a Pseudoscience. 236 S. Avvar Books: Blythe, California.

Autor:

Dr. Klaus Adolphi

Kolpingstraße 36

53547 Rossbach

Deutschland

E-Mail-Adresse:

k_adolphi@yahoo.com

Zur Frage der Identität junger Eibenverwilderungen (*Taxus* sp.) im Siedlungsraum von Osttirol (Österreich)

Oliver Stöhr

Zusammenfassung:

Neben der in Osttirol autochthonen, jedoch sehr seltenen und auf ein enges Verbreitungsgebiet begrenzten *Taxus baccata* sind im Osttiroler Siedlungsraum seit einigen Jahren zunehmend auch Eiben-Jungpflanzen außerhalb dieses *Taxus-baccata*-Teilareals zu beobachten, die unzweifelhaft Verwilderungen aus nahen gärtnerischen Kulturen darstellen. All diese Eibenverjüngungen liegen in anthropogen mehr oder weniger stark überprägten Gehölz- und Waldlebensräumen in enger Nachbarschaft zu kultivierten Eiben. Aufgrund der Merkmalskombination aus gekielten, eiförmig-verlängerten, tw. zugespitzten Knospenschuppen sowie intermediärer Blattspitzenausbildung bzw. auch abrupt zugespitzten Nadeln ist der Großteil dieser Eibenverjüngungen zumindest morphologisch *Taxus* × *media* zuzuordnen, welche häufig im Handel angeboten und in Osttirol verbreitet kultiviert wird. Es liegt der Verdacht nahe, dass auch in anderen Ländern Europas ein Großteil der zuletzt registrierten Eibenverwilderungen dieser Kulturhybride zugehörig ist. Inwieweit sich kultivierte und verwilderte Eiben auf die autochthone *Taxus baccata* auswirken, ist derzeit noch unerforscht. Angesichts der zunehmenden Siedlungsentwicklung in Mitteleuropa und der damit einhergehenden, flächigen Kultur züchterisch veränderter Pflanzen heimischer Arten wie etwa den Kultur-Eiben darf jedoch von einem wie auch immer gearteten Einfluss auf den Genpool autochthoner Bestände ausgegangen werden.

Abstract:

In addition to the autochthonous *Taxus baccata*, which is very rare and limited to a narrow range in East Tyrol, in the settlement area of East Tyrol an increasingly amount of yew plants can be observed. The latter represent undoubtedly wilds from nearby horticultural cultures. All of these synanthropic yew plants are located in anthropogenically more or less heavily overgrown woodland and forest habitats in close proximity to cultivated plants. Due to the combination of features of keeled, ovate-elongated, tapered bud scales as well as intermediate blade tip formation or also abruptly pointed needles, the majority of these yew plants can be determined at least morphologically to *Taxus* × *media*, which is often offered commercially and widely cultivated in East Tyrol. It is suspected that in other European countries, a large part of the last registered naturalizations of yews could be this hybrid. The extent to which cultivated and naturalized yews affect the autochthonous *Taxus baccata* is still unexplored. In view of the increasing settlement develo-

pment in Central Europe and the massive culture of modified plants of indigenous species such as the cultivated yews, however, an influence of any kind on the gene pool of autochthonous populations may be assumed.

Keywords: Austria, East Tyrol, flora, naturalization, *Taxus*, yew.

1. Einleitung

Die Gattung *Taxus* ist hauptsächlich in den gemäßigten Breiten der Nordhalbkugel beheimatet und umfasst nach aktuellem Stand je nach Autor ca. 6-10 Arten, die allesamt nah verwandt und morphologisch sehr ähnlich sind, aber in der Regel nach geografischen Gesichtspunkten getrennt werden. FARJON (2010) führt in seinem Handbuch der Koniferen der Welt neun Arten an und zwar *Taxus baccata*, *T. brevifolia*, *T. canadensis*, *T. chinensis*, *T. contorta*, *T. cuspidata*, *T. floridana*, *T. globosa* und *T. wallichiana*. Die Europa-Eibe (*Taxus baccata*) ist die einzige in Europa ureinheimische Art und ist heute insbesondere ob ihrer vielfach rezenten Seltenheit als naturschutzrelevante Nadelbaumart im Fokus. Neben den autochthonen Beständen, die vorwiegend in Steilhangwäldern und Schluchten angesiedelt sind, wird die Art seit langer Zeit auch als Ziergehölz kultiviert. Allerdings ist *Taxus baccata* in Mitteleuropa nicht die einzige Eibe, die in Kultur zu finden ist. So geben etwa ROLOFF & BÄRTELS (2018) an, dass auch die ostasiatische *T. cuspidata* (in der var. *nana*) „häufiger“ und deren Hybride mit *Taxus baccata* (*Taxus* × *media*) in verschiedenen Formen „sehr häufig“ als Gartengehölze verwendet werden. Auch in der bekannten „Fitschen-Gehölzflora“ von MEYER et al. (2007) sind *T. baccata*, *T. cuspidata* und *T. × media* angeführt und zwar als einzige Eiben in diesem Werk.

In Osttirol, wo der Verfasser seit nunmehr 2011 verstärkt die regionale Flora erforscht, kommt – wie später noch gezeigt wird – *Taxus baccata* autochthon nur mehr sehr selten in Bergwäldern vor. Daneben sind jedoch im Siedlungsraum des Bezirkes Lienz seit einigen Jahren immer wieder auch Eiben-Jungpflanzen zu beobachten, die unzweifelhaft Verwildierungen aus nahen gärtnerischen Kulturen darstellen. Dabei stellt sich die Frage, welche Identität diese verwilderten Eiben besitzen, d.h. konkret, ob sie zu *Taxus baccata* s.str. zu stellen sind oder auch andere Eiben wie *T. cuspidata* oder *T. × media* umfassen. Falls letzteres zutrifft und auch andere Eiben im Spiel sind, wäre als zweite Frage jene nach den Konsequenzen aus Naturschutzsicht zu stellen. Der vorliegende Beitrag versucht zu diesen beiden Fragen eine Antwort zu geben, wobei die Ergebnisse aufgrund der gärtnerischen Formenvielfalt und des sehr eingeschränkten morphologischen Merkmalskomplexes Restunsicherheiten in der Bestimmung bedingen, damit einen „vorläufigen“ Charakter besitzen und durch weiterführende Untersuchungen noch abzusichern sind.

2. Material und Methoden

Für die Analyse der verwilderten Eiben in Osttirol wurden die dem Verfasser bekannten Wuchsorte im Winterhalbjahr 2017/2018 begangen sowie in jeweils siedlungsnahen Gehölzstrukturen (v.a. Hecken, Feldgehölze, Kleinwälder, Ufergehölze) gezielt nach Eibenverwildierungen gesucht. Geografischen Schwerpunkt der Geländebegehungen bildete das Lienzer Becken, da hier die höchste Siedlungsdichte in Osttirol vorzufinden ist. Von den registrierten *Taxus*-Pflanzen wurden Zweige mit Winterknospen als Herbarbelege zur Bestimmung entnommen; die Belege finden

sich im Privatherbarium O. Stöhr und sind künftig im Herbarium Linz (LI) hinterlegt. Im Gelände wurden weitere Parameter wie Wuchshöhen und Bestandesgröße der verwilderten Eiben sowie der Biotoptyp erfasst.

Zur Darstellung der natürlichen Verbreitung von *Taxus baccata* in Osttirol wurde eine Literaturrecherche, eine Befragung regionaler Gebietskenner und eine Abfrage der am Museum Ferdinandeum in Innsbruck geführten Datenbank „Flora von Tirol“ durchgeführt.

Die in diesem Beitrag angeführten Fotos stammen allesamt vom Verfasser. Die Nomenklatur der angeführten Eiben-Taxa richtet sich nach ROLOFF & BÄRTELS (2018).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Die Gattung *Taxus* in Osttirol – ein kurzer Überblick des bisherigen Wissens

In der botanischen Literatur über Osttirol sind für die Gattung *Taxus* bisher ausschließlich Angaben zu *Taxus baccata* zu finden, wobei diese analog zur regionalen Seltenheit dieser Art sehr sporadisch sind.

In der ersten Flora des Landes Tirol von HAUSMANN (1851–1854) sind bereits Fundangaben aus Osttirol enthalten und wie folgt verzeichnet: „Lienz: auf der Südseite, am Instein hinter dem Rauchkogel, Schleinitzthal“. Bemerkenswerterweise ist in der nächstfolgenden, mehrbändigen Tirolflora von DALLA-TORRE & SARNTHEIN (1906) einzig die folgende Angabe für Osttirol unter Nennung einiger Gewährleute verzeichnet: „Bei Lienz im Kalkgebiete der Südseite“. In der rezenten Flora von A. Polatschek sind nur fünf Angaben für *Taxus baccata* aus dem Bezirk Lienz zu finden und zwar: „Lavant, 800 m; Lienz S: Laserztal: Instein Alm; Thal: E-Teil des Grailwaldes am Weg vom Kofel“ (POLATSCHEK 1997); „Lienz: Patriasdorf; Kartitsch S: Tannwiese, 1530 m“ (POLATSCHEK & NEUNER 2013). Dazu ist anzumerken, dass die Angabe von Patriasdorf bei Lienz, die von A. Polatschek selbst stammt, sich aufgrund der geografischen Lage wahrscheinlich bereits auf eine Verwilderung beziehen dürfte und daher taxonomisch in Frage zu stellen ist.

Ergänzende rezente Angaben für *Taxus baccata* liefert auch die amtliche Biotopkartierung, die etwa für ein in der Gemeinde Assling befindliches Großraumbiotop „Lienzer Dolomiten“ auch Vorkommen der Eibe ohne nähere Fundangaben anführt (BRUGGER 2013). Weiters wird die Art von der Biotopkartierung aus dem Bereich der Galitzenklamm (Gemeinde Amlach; LEDERBOGEN 2013) sowie aus dem Umfeld von Schloss Bruck in der Stadt Lienz gemeldet (WINDISCHBAUER & MAYER 2016).

Die regionalen Gebietskenner Eva Benedikt & Helmut Deutsch (Bannberg), Thomas Gradnig (Thurn) und Herbert Angerer (Lienz) teilten auf Anfrage im Jänner 2018 zudem folgende rezente Vorkommen von *Taxus baccata* mit: „Oberhalb des Radweges in Leisach/Thal; Richtung Kerschbaumeralm; Lavant bzw. Nikolsdorf auf der Schattseite; Schwarzboden S Thal; Mordbühel S Bannberg; Lavanter Forchach: Frauenbach-Wasserfall; Bergrücken unterhalb des Lavanter Kolm“.

Beobachtungen des Verfassers aus naturnahen, siedlungsfernen Waldbeständen der Lienzer Dolomiten betreffen zudem die folgende beiden Lokalitäten: „Aufstieg Klammbrückl-Mitterkopf; Lavanter Forchach: Frauenbach-Wasserfall“. Beide Angaben beziehen sich, wie wohl auch jene der obigen Gebietskenner, dabei auf unzweifelhafte, autochthone *Taxus baccata*. Daneben hat der Verfasser in den letzten Jahren jedoch im Lienzer Talboden vielfach, aber auch vereinzelt außerhalb davon, junge siedlungsnahe Eibenverwilderungen beobachtet, die vorläufig unter „*Taxus*

baccata“ in der eigenen Datenbank abgelegt wurden und unter Kap. 3.4 mit konkreten Funddaten aufgelistet sind.

Zusammenfassend und generalisierend ist anzuführen, dass sich natürliche Eibenvorkommen in Osttirol hauptsächlich auf den Nordabfall der Lienzer Dolomiten zwischen Thal und Lavant sowie auf ein kleines Teilareal nördlich davon im Bereich Lienzer Schlossberg-Bannberg beschränken, wo unzweifelhaft heimische *Taxus baccata* vorliegt, die dort in montanen Bergmischwäldern abseits des Siedlungsraumes allerdings meist nur mehr in Einzelexemplaren bis höchstens kleinen Beständen gedeiht. Die Vorkommen liegen damit weitgehend innerhalb des Osttiroler Rotbuchen-Vorkommens und zudem durchwegs über Karbonatsubstrat. Daneben finden sich im Siedlungsraum Osttirols vielfach kultivierte Eiben und gleichfalls in unmittelbarer Siedlungsnähe auch zerstreut verwilderte Jungpflanzen, auf die im Kap. 3.4 eingegangen wird.

3.2 Welche Eiben werden im Handel angeboten, welche am meisten gepflanzt?

Bevor die spontanen Eibenverjüngungen bzw. -verwilderungen im Osttiroler Siedlungsraum diskutiert werden, ist es relevant zu wissen, welche Eiben im regionalen Gartenhandel angeboten und welche letztlich auch tatsächlich und regelmäßig kultiviert werden. Dass bei der gärtnerischen Nomenklatur generell und insbesondere bei einem kritischen Formenkreis wie der Gattung *Taxus* hierbei besondere Vorsicht geboten ist, ist bei einer solchen Analyse besonders zu berücksichtigen. Hinzu kommt, dass man Gartenpflanzen heutzutage nicht mehr nur im Gartenhandel selbst abholt, sondern der Kunde über wenige Mausklicks einfach und bequem auch in Online-Warenshops bestellen kann und die bestellte Ware frei Haus geliefert wird. Daher sind gerade auch die großen Garten- und Baumärkte neben den kleinen regionalen Anbietern als Quelle zu berücksichtigen.

Die Firma Hornbach führt auf ihrer Homepage an (Abfrage: Jänner 2018), dass unter den Eiben als Heckenpflanze „in der Regel“ die Hybrid-Eibe (*Taxus × media*) aufgrund ihres schlanken, säulenförmigen Wuchses eingesetzt wird; damit liegt auch nahe, dass von dieser Firma bevorzugt auch die Hybrid-Eibe angeboten wird. Eine andere Kette, die auch in Lienz vor wenigen Jahren eine Filiale eröffnet hat, ist OBI, die auf ihrer Internetseite *Taxus × media* in männlichen und weiblichen Formen sowie *Taxus baccata* zum Verkauf anbietet (Abfrage: Jänner 2018). Bemerkenswerterweise ist die angebotene *Taxus × media* bei dieser Firma deutlich kostengünstiger als die vermeintliche *Taxus baccata*, was für das Kaufverhalten gerade bei auch Heckenneupflanzungen, wo eine größere Anzahl an Topfballen benötigt wird, eine nicht zu unterschätzende Rolle spielen dürfte. Und auch die in Österreich weit verbreitete und in Lienz mit einer Filiale vertretene Firma Lagerhaus preist in einem Katalog aus dem Jahre 2015 „*Taxus media hicksii*“ für Heckenpflanzungen an.

Schaut man sich bei den lokalen Anbietern von Gartenpflanzen im Lienzer Talboden um, so erkennt man aufgrund der Preisgestaltung und der Menge der angebotenen Ware rasch, dass *Taxus × media* bei den Kunden sehr gefragt sein muss und offenbar deutlich vor *Taxus baccata* rangiert. So zeigte sich etwa bei einem Besuch eines Gartenfachhandels in Nussdorf-Debant im März 2018, dass in der Topfware in der Größenklasse 0,5 bis 1,5 m zwischen diesen Pflanzen ein Unterschied von bis zu 6 Euro pro Topf besteht und *Taxus × media* in den für Gartenhecken geeigneten Formen „*hicksii*“ und „*billii*“ zahlreicher angeboten werden. Nur in einem Bonsai-

Exemplar war in diesem Fachhandel auch „*Taxus cuspidata*“ vorhanden, alle anderen Arten waren nicht auf den Verkaufsflächen zu finden.

Unter diesen Umständen erscheint es auch nur konsequenterweise nur logisch, dass *Taxus* × *media* in Osttirol auch tatsächlich häufig kultiviert wird. Spaziert man aufmerksam durch die Siedlungen Osttirols, so erkennt man bald, dass Eiben generell auch hier sehr beliebte Gartenpflanzen darstellen und *Taxus* × *media* unter Berücksichtigung der unter Pkt. 3.3 angeführten Bestimmungsmerkmale häufig als Heckenpflanze, aber zuweilen auch als Solitärgehölz sowohl in privaten wie auch öffentlichen Flächen Verwendung findet. Unzweifelhafte *Taxus baccata* ist hingegen nur sporadisch und wenn dann am ehesten als Einzelbaum kultiviert zu finden. *Taxus cuspidata* konnte vom Verfasser im Bezirk Lienz bislang noch nicht gepflanzt beobachtet werden.

Laut ROLOFF & BÄRTELS (2018) werden in Mitteleuropa *Taxus baccata* „sehr häufig“, *Taxus cuspidata* „selten“ (ihre var. *nana* aber offenbar „häufiger“) und *Taxus* × *media* „sehr häufig“ kultiviert. „Sehr selten“ werden nach diesen Autoren *Taxus brevifolia* und *Taxus canadensis* bei uns als Kulturpflanze verwendet. COPE (1998) schreibt übrigens für das in Teilen klimatisch ähnliche Nordamerika: „*Taxus* × *media* is now planted more than any other yew species in North America“.

3.3 Zur Unterscheidung von *Taxus baccata*, *Taxus* × *media* und *Taxus cuspidata*

Nachdem nun mehrfach *Taxus* × *media* erwähnt wurde, ist es nun angebracht, sich mit den Merkmalen dieser Hybride und deren Elternarten – die europäische *Taxus baccata* und die ostasiatische *Taxus cuspidata* – auseinanderzusetzen. In der deutschsprachigen Literatur gibt es dazu allerdings nur wenige Angaben, die mitunter etwas widersprüchlich sind, und es ist vorweg nochmals zu betonen, dass sich bereits die Elternarten *Taxus baccata* und *T. cuspidata* morphologisch sehr nahe stehen, sodass sie von einigen Autoren nach wie vor nicht als eigenständige Arten anerkannt werden.

Das in der deutschsprachigen Literatur an erster Stelle genannte Unterscheidungsmerkmal ist die Form der Blattspitze, welche bei *Taxus baccata* allmählich und bei *T. cuspidata* plötzlich zugespitzt ist (vgl. MEYER et al. 2007, ROLOFF & BÄRTELS 2018; vgl. auch www.blumeninschwaben.de); letztgenannte Art hat demnach eine aufgesetzte Stachelspitze, die bei *T. baccata* fehlt. Dazu sei erwähnt, dass die Zeichnungen der Blattspitze bei MEYER et al. (2007) sowie ROLOFF & BÄRTELS (2018) freilich etwas idealisiert sind.

Ein zweiter Unterschied ist an den Winterknospen zu finden, die bei *Taxus baccata* fest anliegend und breit abgerundet und nicht gekielt sind, während sie bei *Taxus cuspidata* z.T. etwas dreieckig, weniger fest anliegend bisweilen sogar etwas abstehend und gekielt sind (vgl. MEYER et al. 2007, ROLOFF & BÄRTELS 2018, BÖHLMANN 2009).

Hinzukommt weiters, dass die Stellung der Nadeln an den Seitenzweigen zwischen diesen beiden Arten etwas abweicht: Während bei *Taxus baccata* die Nadeln an den Seitenzweigen (insbes. den jungen Austrieben) deutlich und einheitlich zweizeilig bzw. „gescheitelt“ angeordnet sind, sind die Nadeln von *Taxus cuspidata* nur unregelmäßig zweizeilig oder bisweilen sogar radiär gestellt (vgl. MEYER et al. 2007). An den senkrechten Haupttrieben sind die Nadeln bei *Taxus baccata* allerdings auch radiär gestellt. Aus dem „Fitschen“ (Gehölzflora, 12. Auflage) lässt sich schließlich noch ein leichter Unterschied in der Nadelbreite herauslesen, die bei *Taxus baccata* 2-2,5 mm und bei *Taxus cuspidata* 2-3 mm betragen soll (vgl. MEYER et al. 2007).

Von SPJUT (2007) werden noch Merkmale an der Blattunterseite angeführt und zwar sollen die Nadeln bei *Taxus baccata* nach unten gekrümmt sein, während sie bei *T. cuspidata* oft nach oben gebogen sein sollen. Derselbe Autor führt zudem aus, dass die Blattunterseite von *T. cuspidata* glatt bzw. frei von Papillen sein soll, während *Taxus baccata* zwischen den Stomata-Bändern und den Blatträndern meist papillös wäre. In seinem im Internet ersichtlichen *Taxus*-Schlüssel aus dem Jahr 2003 (vgl. www.worldbotanical.com) gibt R.W. SPJUT auch noch Unterschiede in der Anzahl der Blattrand-Zellreihen und der Anzahl Stomata-Reihen pro Stomata-Band zwischen diesen beiden Arten an, die hier aber nur der Vollständigkeit halber erwähnt und nicht weiter beachtet werden, zumal sie im deutschsprachigen Raum keine Berücksichtigung finden. Auch in einem späteren Schlüssel dieses Autors (SPJUT 2007) sind diese Merkmale nicht mehr angeführt.

Wie soll sich nun die Hybride *Taxus × media* von den bereits einander ähnlichen Elternarten unterscheiden? Hinweise hierzu finden sich im Schlüssel von ROLOFF & BÄRTELS (2018), der für *Taxus × media* sowohl allmählich zugespitzte, wie auch plötzlich zugespitzte Blattspitzen anführt, sodass sich offenbar die Merkmale beider Elternarten in der Hybride ausbilden können. Daneben können die Knospenschuppen der Winterknospen lt. ROLOFF & BÄRTELS (2018) entweder fest anliegend sein oder nur locker anliegen und zum Teil spitz sowie zum Teil gekielt sein, auch wenn in der textlichen Beschreibung der Hybride dann nur mehr von „stumpfen, schwach gekielten“ Knospenschuppen gesprochen wird. Nach BÖHLMANN (2009) sind die Knospenschuppen bei *Taxus × media* gleichfalls stumpf und ebenso leicht gekielt. Auch JAGEL & DÖRKEN (2013) erwähnen, dass die Knospenschuppen bei *Taxus × media* gekielt sind; in einer fotografischen Gegenüberstellung zeigt diese Quelle einen doch recht deutlichen Unterschied zwischen den eng anliegenden, stumpfen bzw. breit abgerundeten und nicht gekielten Knospenschuppen von *Taxus baccata* und den etwas zugespitzten, längsgekielten und dadurch etwas erhabenen Knospenschuppen von *Taxus × media*. Auch die Website www.blumeninschwaben.de erwähnt zum Teil vorhandene gekielte Knospenschuppen für *Taxus × media* und im Schlüssel von COPE (1998) werden sowohl *Taxus × media* wie auch *T. cuspidata* wie folgt beschrieben: „*Leaves cuspidate; bud scales acute, sharply keeled*“.

Der fränkische Botaniker Matthias Breinfeld, der eine der bisher wenigen deutschen Fundmeldungen für *Taxus × media* publiziert hat (BREINFELD 2015), hat dem Verfasser im Jänner 2018 dankenswerterweise mitgeteilt, aufgrund welcher Merkmale er *Taxus × media* anspricht: „*Wir geben dann von Taxus × media aus, wenn die Nadeln nicht zweizeilig, sondern unregelmäßig um den Zweig angeordnet sind. Die Anordnung der Nadeln sollte an mehreren jungen Zweigen betrachtet werden. Die Nadeln sind zudem nicht lang zugespitzt, sondern vorn mit einer kleinen aufgesetzten Spitze versehen. Auch sind sie im Regelfall kürzer und kompakter.*“

Nach den obigen Quellen könnte *Taxus × media* zusammenfassend somit wie folgt zu charakterisiert werden (Abb. 1):

- Knospenschuppen stets schwach bis deutlich gekielt, eiförmig-verlängert bis dreieckig und z.T. zugespitzt; nicht breit abgerundet und ungekielt wie bei *Taxus baccata* oder locker anliegend wie bei *Taxus cuspidata*.
- Nadelspitze meist intermediär zwischen den Elternarten oder Nadeln mit einer etwas aufgesetzten Spitze ähnlich *Taxus cuspidata*; Nadeln in der Regel nicht lang zugespitzt wie bei *Taxus baccata* und nicht so abrupt zugespitzt bzw. mit aufgesetzter Spitze wie bei *Taxus cuspidata*.

Die Kombination aus gekielten, eiförmig-verlängerten, tw. zugespitzten Knospenschuppen und intermediären Blattspitzenausbildung bzw. auch abrupt zugespitzten Nadeln hat sich bei den gärtnerisch als *Taxus* × *media* bezeichneten, aber auch den vielerorts in Osttirol kultivierten und auch bei verwilderten Pflanzen (s. Kap. 3.4) – trotz sonst teils sehr plastischer Merkmalsausprägungen – als ziemlich konstant und brauchbar für die Ansprache dieser Kulturhybride erwiesen. Wildwachsende, autochthone *Taxus baccata*, wie sie etwa in Osttirol am Mordbühel bei Assling oder am Frauenbach bei Lavant in Mischwäldern abseits von Siedlungen vom Verfasser besammelt wurde, ist hingegen klar durch schlanke, lang zugespitzte Nadeln, deutliche zweizeilige Stellung der Nadeln an den Seitenzweigen sowie ungekielte, breit abgerundete Knospenschuppen gekennzeichnet (Abb. 1).



Abb. 1: Nadeln und Winterknospen von *Taxus* × *media* (Debantbach-Dammböschung; Nussdorf-Debant; links) im Vergleich zu autochthoner *Taxus baccata* (Mordbühel, Assling; rechts). Fotos: O. Stöhr.

Ergänzende Merkmale, die nach Meinung des Verfassers auch für *Taxus* × *media* sprechen können, aber nicht immer ausgebildet sein müssen, sind folgende:

- Nadeln meist kürzer und kompakter als bei *Taxus baccata*, teils breiter als 2,5 (3) mm. Die Nadellänge von *Taxus* × *media*, wie auch von *T. cuspidata*, liegt nach den Untersuchungen von DEMPSEY et al. (1999) allerdings innerhalb der *Taxus-baccata*-Spanne.
- Nadeln an jungen Seitenzweigen meist nicht deutlich zweizeilig wie bei *Taxus baccata*, sondern mehr oder weniger unregelmäßig um den Zweig angeordnet.

Trotz der obigen, nach Ansicht des Verfassers zumindest für Osttirol durchaus praxistauglichen Merkmalen müssen allerdings – nicht zuletzt aufgrund der Angaben in der Fachliteratur – Vorbehalte hinsichtlich der Abgrenzung gärtnerisch „überprägter“ Eiben-Sippen nach morphologischen Gesichtspunkten bestehen bleiben; auch ist zu erwähnen, dass gewisse Merkmalsausprägungen wie die Wuchsform oder die Nadelbreite und -länge innerhalb eines Bestandes schwanken können. So beschreibt bereits REHDER (1923) *Taxus* × *media* folgendermaßen: „... between different varieties of the parent species which combine the characters of the parents in various degrees.“ Und weiters führt er aus: „As the two parent species cannot be separated by strong morphological characters it is even more difficult to point out good characters to distinguish the hybrid; the differences become really apparent only by comparison with living plants of the two parent species.“ Auch COLLINS et al. (2003) geben an, dass

Versuche, die Hybride nach morphologischen Gesichtspunkten zu charakterisieren, schwierig wären, da die Nachkommenschaft eine breites variierendes Merkmalsspektrum der beiden Elternarten hinsichtlich vieler Trieb- und Blattmerkmale, Wuchsformen, Reproduktionsstrategien und Winterhärte zeigt.

Aus diesen Gründen bleiben die nachfolgenden Ergebnisse aus Osttirol mit einer Restunsicherheit behaftet und künftig durch molekularbiologische oder chemotaxonomische Analysen noch abzusichern.

3.4 Zur Einnischung, Struktur und Identität spontaner Eibenverjüngungen im Siedlungsraum Osttirols

Neben den in Kap. 3.1 angeführten autochthon-wildwachsenden Eiben, die jedenfalls zu *Taxus baccata* zu stellen sind und nur noch selten in Bergmischwäldern über Karbonat anzutreffen sind, sind im Siedlungsraum Osttirols verbreitet auch spontane Eibenverjüngungen anzutreffen. Beobachtet wurden sie bislang sowohl im Pustertal zwischen Lienz und Abfaltersbach, aber auch im Iseltal bis Matrei i. O. und insbesondere im Lienzer Becken, wo ein Siedlungsschwerpunkt im Bezirk Lienz situiert ist. Bislang wurden 36 verschiedene Wuchsorte in Osttirol zu diesen spontanen Eibenverjüngungen entdeckt. Die registrierte Seehöhenamplitude dieser Wuchsorte umfasst dabei rd. 400 Höhenmeter von 660 msm bis 1055 msm.

All diese Eibenverjüngungen liegen in unterschiedlichen, aber allesamt stets unmittelbar an Siedlungsbereichen angrenzenden Gehölz- und Waldlebensräumen, die nicht selten anthropogen mehr oder weniger stark überprägt sind und dementsprechende Hemerobiestufen (meist meso- bis euhemerob) aufweisen. Das Spektrum der besiedelten Biotoptypen reicht von naturfernen Fichten- und Föhrenforsten, Laub- und Mischwäldern, Feldgehölzen, Baum- und Strauchhecken bis hin zu Baumreihen (Abb. 2). Auch in Zierhecken, so etwa in einer Ligusterhecke in Nussdorf-Debant, konnten spontan aufkommende Eibenjungpflanzen bereits gesichtet werden. Ufergehölze stellen einen weiteren Lebensraum dar, sie werden aber wohl aufgrund feuchterer Standortbedingungen weniger oft besiedelt. Weiters konnten Jungeiben in Osttirol auch an Mauern und Felsen (auch hier meist unter Gehölzschirm) nachgewiesen werden, so etwa in Schloss Bruck oder an der alten Stadtmauer in Lienz in der Kärntnerstraße. Bevorzugt werden trockene und mäßig trockene bis höchstens frische Böden, die unterschiedliche Nährstoffgehalte und eine unterschiedliche Azidität besitzen können, wobei abweichend zur hiesigen Einnischung von *Taxus baccata* auch saure Böden besiedelt werden.

Alle Vorkommen liegen in enger Nachbarschaft zu kultivierten Eiben, die in Gärten als Hecken oder als Solitärgehölze und dergl. gedeihen; so sind kultivierte, generative Eiben in der Regel in einer Distanz von nur 10-30 Metern zu den Wuchsorten der Spontanverjüngungen entfernt. Kartiert man aber abseits der Siedlungsräume und durchforscht naturnähere Gehölzbestände, sucht man – zumindest abseits des autochthonen Areals von *Taxus baccata* – in Osttirol vergeblich nach Eibenverjüngungen. Diese Beobachtung bestätigt die Vermutung, dass es sich bei diesen siedlungsnahen Eibenverjüngungen durchwegs um Verwilderungen aus nahen Kulturen handeln muss, die wie erwähnt in Osttirol durchaus verbreitet und häufig sind. Für die Ausbreitung in siedlungsnahen Gehölzstrukturen sind – wie auch generell für die Ausbreitung von *Taxus* – meist Vögel und hierbei sicherlich vor allem die Amsel maßgeblich, welche die „Eibenbeeren“ (roter

fleischiger Arillus und Samen) der kultivierten Pflanzen ernten und die Samen nach Verzehr und kurzer Flugstrecke wieder ausscheiden, aus denen nachfolgend wiederum Jungpflanzen heranwachsen können.



Abb. 2: Verwilderte Jungpflanze von *Taxus* × *media* in einem Auwald bei Tristach. Foto: O. Stöhr.

Auffallend ist auch die durchaus homogene Altersstruktur der siedlungsnahen Eibenverwilderungen, die vom Keimling bis zu geschätzten maximal 10(-15) Jahre alten Jungpflanzen reicht. Auch innerhalb der einzelnen Vorkommen sind relativ homogene Altersstadien vorhanden. Die meisten der beobachteten Verjüngungen besitzen dabei Wuchshöhen von 0,3 bis 0,7 Meter. Höhere bzw. ältere Pflanzen sind noch die Seltenheit. Die bislang höchste in Osttirol gesichtete Jungeibe hat eine Wuchshöhe von 1,7 m und wurde im Jänner 2018 in Ainet im Iseltal entdeckt. Analog zum durchwegs jungen Bestandesalter konnte festgestellt werden, dass die meisten Eibenverwilderungen sich in Osttirol noch im vegetativen Stadium befinden. Generative Phasen können ab Wuchshöhen von ca. 1 m auftreten, wobei die wenigen beobachteten Individuen allesamt männlich sind. Innerhalb der einzelnen Bestände konnten teils unterschiedliche Wuchsformen beobachtet werden, wobei zwei Hauptformen unterscheidbar sind, die sich in der Stellung der Äste zum Haupttrieb differenzieren. Eine Form hat steif aufrechte Äste und ähnelt dadurch der Form *fastigiata* von *Taxus baccata*, die zweite Form hat gerade abstehende, weniger stark aufrechte Äste.

Die Bestandesgrößen der siedlungsnahen Eibenverjüngungen reichen an den Wuchsorten von Einzelpflanzen bis meist kleinen Beständen von 5-10 Einzelindividuen. Größere Bestände sind selten und wurden bislang nur in Ainet, Göriach/Dölsach sowie in Tristach nachgewiesen, wo im Winterhalbjahr 2017/18 je bis zu rd. 100 Individuen geschätzt wurden.

Eine Gefährdung für die verwilderten Jungpflanzen konnte bislang kaum festgestellt werden; die Pflanzen wirken durchaus sehr vital, auch der für *Taxus baccata* nicht selten problematische Wildverbiss wurde nur einmal an einem Einzelindividuum in Dölsach beobachtet. Somit sind ein weiteres Aufwachsen und eine baldige Etablierung dieser verwilderten Eiben absehbar.

Was nun die Identität dieser siedlungsnahen Eibenverjüngungen bzw. -verwilderungen in Osttirol anbelangt, so kommt man unter Berücksichtigung der in Kap. 3.3 diskutierten Merkmale mehrheitlich und ziemlich zwanglos zu *Taxus* × *media*, zumal die Merkmalskombination aus gekielten, eiförmig-verlängerten, tw. zugespitzten Knospenschuppen sowie intermediärer Blattspitzenaus-

bildung bzw. auch abrupt zugespitzten Nadeln bei fast allen im Freiland untersuchten Pflanzen bzw. aufgesammelten Belegen zutrifft. *Taxus baccata* – zumindest in der Reinform – kann im Falle der Verwilderungen so gut wie sicher ausgeschlossen werden, da an autochthonen Pflanzen Osttirols vom Verfasser stets schlanke, lang zugespitzte Nadeln, eine deutliche zweizeilige Stellung der Nadeln an den Seitenzweigen sowie ungekielte, breit abgerundete Knospenschuppen registriert wurden. Die Ansprache der hiesigen Verwilderungen als *Taxus* × *media* erscheint aber auch vor dem Hintergrund, dass in Osttirol mehrheitlich diese Hybride im Gartenhandel angeboten und demnach auch tatsächlich kultiviert wird, sehr plausibel.

Trotz der mehrheitlich dokumentierten Konstanz der erwähnten Merkmalkombination sollen kurz noch einzelne Abweichungen im Formenbestand besprochen werden, die in sehr wenigen Fällen im Bezirk Lienz bislang beobachtet wurden und hier allesamt provisorisch als *Taxus* sp. angeführt werden. So konnten im nahen Umkreis um Schloss Bruck bei Lienz einige Pflanzen gesichtet werden, die wie *Taxus baccata* schlanke, lang zugespitzte Nadeln aufweisen, aber deutlich gekielte Knospenschuppen besitzen. Dieselbe Merkmalskombination wurde an je einer Pflanze auch in einem Kleinbestand an einer Stelle in Nussdorf-Debant sowie an einer Stelle in Leisach beobachtet. Zumindest nahe Schloss Bruck und auch an besagter Stelle in Nussdorf-Debant waren zudem auch Pflanzen mit tw. zugespitzten Knospenschuppen sowie intermediärer Blattspitzenausbildung und gekielten Knospenschuppen vorhanden, die auch hier *Taxus* × *media* nahelegen würden. Eine zweite Abweichung im dokumentierten Formenbestand wurde an einer Einzelpflanze von einer anderen Stelle in Nussdorf sowie an Pflanzen an Fels- und Mauern von Schloss Bruck festgestellt, die lockere bis aufrecht etwas abstehende, jedenfalls nicht eng anliegende, aber gekielte Knospenschuppen und etwas abrupt zugespitzte Nadeln aufweisen und in diesen Merkmalen *Taxus cuspidata* nahestehen. Da diese Art aber wie erwähnt offenbar seltener kultiviert wird, erscheint die Zuordnung zu dieser ostasiatischen Art kaum plausibel, sodass auch diese Pflanzen vorläufig als nicht näher determinierte *Taxus* sp. angesprochen werden.

Auf Basis der obigen Merkmalsausprägungen werden nachfolgend die Funddaten zu den bisher beobachteten siedlungsnahen Eibenverjüngungen bzw. -verwilderungen Osttirol angeführt (alle Funde: leg./det. O. Stöhr):

Taxus* × *media – Merkmalskombination: gekielte, eiförmig-verlängerte, tw. zugespitzte Knospenschuppen sowie intermediäre Blattspitzenausbildung bzw. auch abrupt zugespitzte Nadeln

- Abfaltersbach: Gewerbegebiet bei Erlbrücke; Fichtenforst; 5 Jungpflanzen, alle max. 0,5 m hoch; 970 msm; 46,75639 N; 12,53316 E, 9241/1; 25.02.2018.
- Ainet: Mischwald im Ortsbereich; Mischwald; zahlreiche Jungpflanzen, einzelne auch schon generativ (bis 1,5 m Höhe); 765 msm; 46,86695 N, 12,69319 E; 9142/1; 17.02.2018.
- Ainet: Mischwald im Ortsbereich; Mischwald; zahlreiche Jungpflanzen, einzelne auch schon generativ (bis 1,5 m Höhe); 765 msm; 46,86695 N, 12,69319 E; 9142/1; 17.02.2018.
- Amlach: Wald zwischen Ort und Drau; Fichtenforst; 1 Jungpflanze, ca. 0,5 m hoch; 690 msm; 46,81436 N, 12,75974 E; 9142/4; 25.02.2018.

- Assling: Auwaldbereich an der Drau in Mittewald; Rotföhrenwald; ca. 10 Jungpflanzen, alles max. 0,5 m hoch; 860 msm; 46,77354 N, 12,61295 E; 9241/2; 21.04.2018.
- Dölsach: Aguntum; Feldgehölz; 1 Jungpflanze, ca. 0,5 m hoch; 670 msm; 46,82899 N, 12,83468 E; 9142/4; 26.01.2018.
- Dölsach: Bach im Ortsbereich; Ufergehölz; 3 Jungpflanzen, ca. 0,5 m hoch; 660 msm; 46,82557 N, 12,83584 E; 9142/4; 27.01.2018
- Dölsach: Gödnach, Frühaufbach; Fichtenforst; zahlreich, ca. 50 Individuen, alle gleich alt und ca. 0,5 m hoch; 680 msm; 46,81582 N, 12,84452 E; 9143/3; 28.01.2018
- Dölsach: Gödnach, Frühaufbach; Mischwald; 1 Jungpflanze, ca. 0,5 m hoch; 730 msm; 46,81998 N, 12,84669 E; 9143/3; 28.01.2018
- Dölsach: Obergöriach; Feldgehölz; 5 Jungpflanzen, ca. 0,5 m hoch; 970 msm; 46,83679 N, 12,83808 E; 9143/3; 21.12.2017.
- Dölsach: Ortsbereich nahe Kirche; Waldrand; 1 Jungpflanze von ca. 0,7 m Höhe, stark verbissen; 745 msm; 46,82812 N, 12,84174 E; 9143/3; 28.01.2018.
- Dölsach: Stribach, nahe Stadtlerhof; Fichtenforst; ca. 30 Individuen, alle max. 0,5 m hoch; 660 msm; 46,82636 N, 12,81966 E; 9142/4; 24.02.2018.
- Gaimberg: Grafendorf nahe Haidenhof; Hecke; ca. 10 Jungpflanzen bis 1,5 m Höhe, einzelne schon generativ; 730 msm; 46,84186 N, 12,76977 E; 9142/4; 18.02.2018.
- Gaimberg: Ortsbereich; Waldrand; 1 Jungpflanze; 780 msm; 46,84441 N, 12,77214 E; 9142/4; 21.12.2017.
- Gaimberg: Wartschensiedlung; Feldgehölz; 3 junge Ind., 0,3 m hoch; 685 msm; 46,83536 N, 12,79474 E; 9142/4; 10.03.2018.
- Gaimberg: Wartschensiedlung; Hecke; 1 junges Ind., 0,5 m hoch; 665 msm; 46,83345 N, 12,79364 E; 9142/4; 10.03.2018.
- Iselsberg: Stronach; Feldgehölz; 1 Individuum von 1 m Höhe, schon generativ; 1055 msm; 46,83198 N, 12,85112 E; 9143/3; 24.02.2018.
- Lavant: Kinderspielfeld im Ortsbereich; Gehölz; 2 Jungpflanzen, ca. 10 cm hoch; 670 msm; 46,79689 N, 12,84602 E; 9243/1; 14.04.2018.
- Lienz: Friedhof; Bachrand; 3 Jungpflanzen, ca. 0,5 m hoch; 690 msm; 46,83496 N, 12,75937 E; 9142/4; 31.01.2016.
- Lienz: Iselmündung; Ufergehölz; 5 junge Individuen, max. 0,5 m hoch, eine bereits generativ (männl.); 665 msm; 46,82813 N, 12,77681 E; 9142/4; 14.01.2018.
- Lienz: Iselpark im Stadtzentrum; 4 jungen Individuen, max. 0,5 m hoch; 670 msm; 46,83206 N, 12,76603 E; 9142/4; 11.4.2018.
- Lienz: Kärntnerstraße; Mauer; 2 Jungpflanzen, ca. 0,5 m hoch; 675 msm; 46,82977 N, 12,77042 E; 9142/4; 03.04.2015.
- Lienz: Peggetz, Drauuferböschung; Ufergehölz; 2 junge Ind., 0,3 m hoch; 670 msm; 46,82555 N, 12,78276 E; 9142/4; 10.03.2018.
- Matrei in Osttirol: Dammböschung des Bretterwandbaches im Mündungsbereich desselbigen; Gehölz; 1 Jungpflanze, ca. 30 cm hoch, vegetativ; 965 msm; 47,00017 N, 12,53658 E; 8941/3; 06.04.2018.

- Nussdorf-Debant: Aguntstraße; Gartenzierhecke (Liguster); 2 Jungpflanzen, ca. 0,5 m hoch; 665 msm; 46,82822 N, 12,81990 E; 9142/4; 10.03.2018.
- Nussdorf-Debant: Alt-Debant, Fichtenforst nahe Friedhof; Fichtenforst; 1 Jungpflanze, ca. 0,5 m hoch; 665 msm; 46,83491 N, 12,81338 E; 9142/4; 03.03.2018.
- Nussdorf-Debant: Debant, nahe Altstoffzentrum; Fichtenforst; 5 Jungpflanzen, ca. 0,5 m hoch; 660 msm; 46,82852 N, 12,81482 E; 9142/4; 10.12.2017.
- Nussdorf-Debant: Debantbach-Uferdamm; Ufergehölz; 2 Jungpflanzen, ca. 0,5 m hoch; 665 msm; 46,82898 N, 12,82064 E; 9142/4; 27.01.2018.
- Nussdorf-Debant: Ortsrand von Nussdorf nahe der Graf-Leonhard-Straße; Hecke; 4 junge Individuen, ca. 0,5 m hoch; 675 msm; 46,83524 N, 12,80717 E; 9142/4; 04.02.2018.
- Tristach: Auwaldrest an der Drau; Auwald; zahlreiche Jungpflanzen, durchwegs gleichaltig von 0,5 m Höhe; 660 msm; 46,82228 N, 12,78811 E; 9142/4; 14.04.2014.

Taxus sp. – abweichend zur obigen Merkmalskombination von *Taxus* × *media* mit schlanken, lang zugespitzten Nadeln, aber mit gekielten, eiförmig-verlängerten, tw. zugespitzten Knospenschuppen

- Leisach: Leisach-Gries nahe Bahnlinie; Föhrenmischforst; 1 Individuum von ca. 1,5 m Höhe; 700 msm; 46,80417 N, 12,74794 E; 9142/3; 18.02.2018.
- Lienz: Buchenwald nahe Schloss Bruck; Buchenwald; ca. 15 Jungpflanzen bis 1,5 m Höhe; 690 msm; 46,83114 N, 12,75168 E; 9142/4; 17.02.2018.
- Lienz: Pfister, Isel-Ufergehölz; Ufergehölz; 2 Jungpflanzen, ca. 0,5 m hoch; 675 msm; 46,83366 N, 12,75128 E; 9142/4; 26.12.2017.
- Nussdorf-Debant: Ortsrand von Nussdorf nahe Graf-Leonhard-Straße; Hecke; 1 Jungpflanze, ca. 1 m hoch, generativ (männlich); 730 msm; 46,83846 N, 12,80514 E; 9142/4; 28.12.2011.

Taxus sp. – abweichend zur obigen Merkmalskombination von *Taxus* × *media* mit lockeren bis aufrecht etwas abstehenden, jedenfalls nicht eng anliegenden, aber gekielten Knospenschuppen und etwas abrupt zugespitzten Nadeln:

- Lienz: Schloss Bruck; Felsen und Mauern am Schloss; mehrere bis 1 m hohe Ind.; 715 msm; 46,83228 N, 12,74943 E; 9142/3; 10.12.2017.
- Nussdorf-Debant: Nussdorf, nahe der Fa. Revital; Zaun; 1 Jungpflanze, 0,3 m hoch; 765 msm; 46,83913 N, 12,80410 E; 9142/4; 08.12.2017.

In der Abb. 3 werden die Fundorte der bislang in Osttirol beobachteten, als *Taxus* × *media* und *Taxus sp.* klassifizierten siedlungsnahen Eibenverjüngungen kartografisch wiedergegeben.

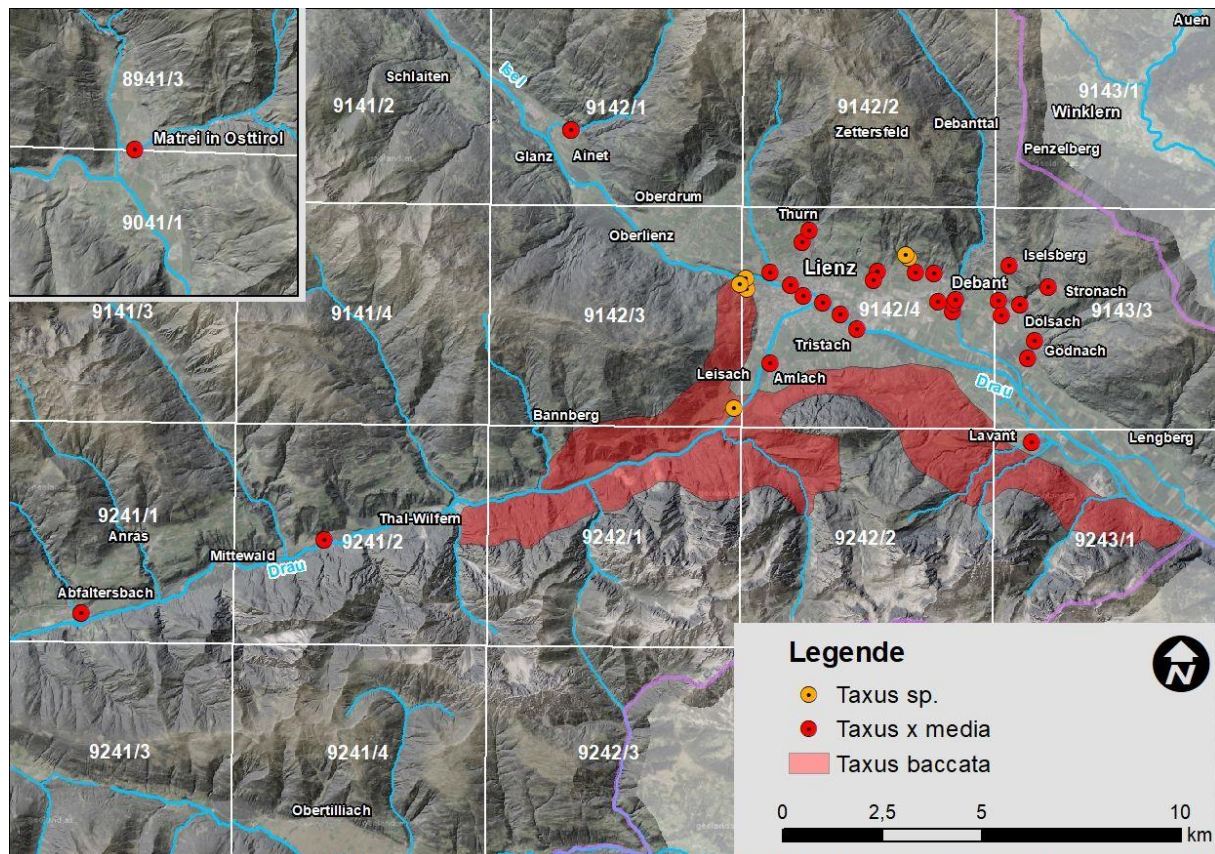


Abb. 3: Karte der bisher bekannten Wuchsorte verwilderter *Taxus* \times *media* und *Taxus* sp. sowie des bekannten Areals autochthoner *Taxus baccata* in Osttirol.

3.5 Weiterführende Informationen zu *Taxus* \times *media*

Die Kreuzung der europäischen *Taxus baccata* mit der ostasiatischen *Taxus cuspidata* wurde erstmals um 1900 von T.D. Hatfield im Hunnewell-Arboretum von Wellesley (Massachusetts) erfolgreich durchgeführt (THOMAS & POLWART 2003). Die Beschreibung als *Taxus* \times *media* erfolgte durch REHDER im Jahre 1923, ein Typus-Beleg befindet sich im Herbarium des Arnold Arboretums (A) und kann im Internet unter <http://plants.jstor.org/stable/10.5555/al.ap.specimen.a00018693> eingesehen werden. Im Englischen wird *Taxus* \times *media* als „Anglojap Yew“ oder „Hybrid Yew“ bezeichnet, im deutschsprachigen Raum wird sie zuweilen „Bechereibe“ genannt.

In einer chemotaxonomischen Studie haben VAN ROZENDAAL et al. (1999) die Eigenständigkeit der Elternarten und der Hybride bestätigt, wobei allerdings keine intermediäre Position von *Taxus* \times *media*, aber ein Heterosis-Effekt indiziert wurde. Auch COLLINS et al. (2003) konnten anhand molekulargenetischer Analysen den hybriden Ursprung von *Taxus* \times *media* bekräftigen; außerdem konnten ihre Daten wiederholte reziproke Kreuzungen in den Kultivaren von *Taxus* \times *media* dokumentieren.

Von den zahlreichen Kultivaren der Hybride sind in Mitteleuropa zweifellos *Taxus* \times *media* „Hicksii“ – eine rein weibliche, reich samenbildende Form – und *Taxus* \times *media* „Hilli“ – eine rein männliche Form – die gängigsten; außerdem wird in ROLOFF & BÄRTELS (2018) noch eine

Sorte „Strait Hegde“ erwähnt, deren Wuchs schmal aufrecht ist und die ebenfalls reich samenbildend auftritt. Sowohl „*Hicksii*“ wie auch „*Hilli*“ werden 3-5 m hoch, sollen sich aber in der Nadel­länge unterscheiden; so soll erstgenannte Form 25-30 mm und zweitgenannte Form 20-22 mm lange Nadeln aufweisen (vgl. ROLOFF & BÄRTELS 2018). Obwohl die Hybride fertil ist und offenbar keimfähige Samen produzieren kann, werden die Hybridpflanzen meist über Stecklinge nachgezogen, um die Merkmalsbesonderheiten zu erhalten (BÖHLMANN 2009).

Wie schon erwähnt, wird *Taxus* × *media* und deren Kultivare im deutschsprachigen Raum und wohl darüber hinaus trotz ihrer giftigen Inhaltsstoffe sehr häufig kultiviert (ROLOFF & BÄRTELS 2018). Für Polen ist *Taxus* × *media* im Vergleich zu *Taxus baccata* als winterhärter beschrieben worden (BUGALA 1978); nach ROLOFF & BÄRTELS (2018) ist sie der Winterhärtezone 5a zugehörig, sodass sie Wintertemperaturen bis unter -26°C verträgt.

Nach Wikipedia (https://en.m.wikipedia.org/wiki/Taxus_%C3%97_media) erreicht *Taxus* × *media* in der Regel keinen deutlichen Baumwuchs, sondern besitzt in der Regel eine strauchige Wuchsform. Die Hybride ist nach dieser Quelle als sehr langsam wachsendes Gehölz bekannt, das häufigen Schnitt verträgt, sodass *Taxus* × *media* in temperaten Zonen als beliebtes Heckenge­hölz verwendet wird und zudem auch als Bonsai geeignet ist.

3.6 Spontane Eibenverjüngungen in Siedlungsgebieten – ein überregionales Phänomen

Wie die nachfolgende, keinesfalls Vollständigkeit bietende Literaturübersicht zeigt, sind spontane Eibenverjüngungen bzw. -verwilderungen nicht nur auf Osttirol beschränkt, sondern bereits aus vielen Regionen Mitteleuropas und darüber hinaus dokumentiert. Bemerkenswert ist jedoch, dass die weitaus größte Anzahl an Fundmeldungen unter *Taxus baccata* rangiert, während es kaum adventive Angaben zu anderen *Taxus*-Sippen bzw. zu *Taxus* × *media* gibt. Selbst ein profunder Kenner und genauer Analytiker der mitteleuropäischen Ruderal- und Neophytenflora wie der leider schon verstorbene Helmut Melzer hat sich in seinen zahlreichen Arbeiten nicht mit dieser Thematik auseinandergesetzt (vgl. ZERNIG 2010). Es scheint für den Verfasser gemeinhin so, als würde bei Kartierungen der kritische Blick auf diese siedlungsnahen Eibenverjüngungen nicht selten ausgeblendet und die Pflanzen – naheliegender Weise, weil diese die einzige heimische Art darstellt – als *Taxus baccata* angesprochen werden.

Hinweise aus Österreich:

In der österreichischen Exkursionsflora von FISCHER et al. (2008) wird allein *Taxus baccata* ange­führt, bei der erwähnt wird, dass sie häufig als Ziergehölz kultiviert wird und manchmal auch verwildert. Für die österreichischen Bundesländer liegen zudem fast durchwegs Angaben zu Eibenverwilderungen vor, wie erwähnt rangieren allerdings die meisten unter *Taxus baccata*. Auch in provisorischen, unveröffentlichten Verbreitungskarte zu *Taxus baccata* für Österreich, die im Rahmen der laufenden Neuauflage der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs angefertigt wurde und neben den Angaben der Floristischen Kartierung auch andere neue Da­ tensätze umfasst, sind etliche synanthrope Nachweise i.w.S. verzeichnet.

Für Vorarlberg und Nordtirol ist in der Flora von POLATSCHEK (1997) angeführt, dass wiederum nur *Taxus baccata* zusätzlich zu ihren indigenen Vorkommen oft kultiviert wird und aus der Kultur verwildert; konkrete Verwilderungen sind in den angeführten Fundortslisten – auch im Nach-

tragsband 6 (POLATSCHKE & NEUNER 2013) – jedoch nicht als solche ausgewiesen. Bemerkenswert ist, dass weder MURR (1923) noch DALLA-TORRE & SARNTHEIN (1906) für die oben genannten Bundesländer Verwilderungen bei *Taxus baccata* erwähnen. Einen konkreten Nachweis rezenter Verwilderungen von *Taxus* × *media* konnte der Verfasser 2018 in Erl (Bezirk Kufstein) erbringen, nachfolgend dazu die Funddaten: Erl, Ortsteil Scheiben, Laubwaldreste; zahlreiche vegetative Jungpflanzen; 485 msm; 47,68661 N, 12,17199 E; 8339/1; 09.03.2018.

Für Salzburg wird in der bereits älteren Flora von LEEDER & REITER (1958) bei *Taxus baccata* nur erwähnt, dass diese Art auch oft (auch in der säulenförmigen var. *fastigiata*) kultiviert wird. In den Arbeiten von EICHBERGER (1995) bzw. EICHBERGER & HEISELMAYR (1995) werden ebenso keine Verwilderungen genannt, auch im Salzburger Verbreitungsatlas von WITTMANN et al. (1986) wurden noch keine Adventivnachweise quadrantisiert. Allerdings sind dem Verfasser *Taxus*-Verwilderungen in Erinnerung, die im Zuge der Neophytenkartierung der Stadt Salzburg (vgl. PILSL et al. 2009) in ähnlichen siedlungsnahen Biotoptypen wie jene in Osttirol beobachtet wurden. In der aktuellen Checkliste der Neophyten Salzburgs (PFLUGBEIL & PILSL 2013) wird immerhin *Taxus* × *media* wie folgt erwähnt: „Die Bestimmungsmerkmale dieser Sippe (stumpfe Blätter mit Spitzchen) in Roloff & Bärtels (2006: 1-847) treffen auf viele Eiben in Salzburg zu. Aufgrund der Häufigkeit solcher Blattformen ist die Richtigkeit der Merkmale anzuzweifeln“. Peter Pilsl hat dem Verfasser im Jänner 2018 einige Fotos seiner in Salzburg aufgesammelten *Taxus*-Belege vorgelegt; diese stammen zumeist aus siedlungsnahen Biotopen und dürften aufgrund der Merkmalsausprägung zumindest teilweise *Taxus* × *media* zuzuordnen sein.

HOHLA et al. (2009) erwähnen unter *Taxus baccata* für Oberösterreich folgendes: „*Vervilderte Exemplare sind oft nicht eindeutig von Taxus × media unterscheidbar. ... Eine Unterscheidung zwischen Abkömmlingen von Gartenpflanzen und jenen von indigenen Pflanzen ist meist schwer möglich. Einerseits gibt es Rückgänge an indigenen Pflanzen, andererseits eine Zunahme von Jungpflanzen aus Gärten.*“ Lässt man sich eine Liste der bisher digitalisierten *Taxus*-Belege aus dem Herbarium Linz (LI) im Internet auflisten (vgl. <http://www.zobodat.at/arten.php?id=59501>), so sind etliche neuere Angaben – insbesondere von Michael Hohla aus dem Innviertel – enthalten, die auch zweifelsfreie Verwilderungen darstellen und teilweise als *Taxus baccata*, teilweise aber auch als „*Taxus* cf. *baccata*“ etikettiert wurden. Einen konkreten Nachweis rezenter Verwilderungen von *Taxus* × *media* konnte der Verfasser 2018 in Linz und in Regau erbringen, nachfolgend dazu die Funddaten: Linz-Dornach, nahe Wolfauerstraße; Hainbuchenwald; zahlreiche vegetative Jungpflanzen, aber auch 1 Altpflanze (bereits generativ); 280 msm; 48,33724 N, 14,31011 E; 7651/4; 26.02.2018. – Regau: Schalchhamer Au; Auwald; mehrere junge, bis 1 m hohe Pflanzen; 420 msm; 48,00037 N, 13,67203 E; 7948/3; 16.04.2018.

Für die in Niederösterreich gelegene Stadtgemeinde Traiskirchen geben SAUBERER & TILL (2015) an, dass sich *Taxus baccata* in Siedlungsgebieten reichlich vermehrt, da hier Wildverbiss keine Rolle spielt und die Samen durch Vögel ausgebreitet werden. JANCHEN (1966) erwähnt für Niederösterreich, Wien und Burgenland nur, dass *Taxus baccata* stellenweise auch als Ziergehölz kultiviert wird, Verwilderungen werden nicht explizit erwähnt. Hingegen wird in der Wien-Flora von ADLER & MRKVICKA (2003) unter *Taxus baccata* angeführt, dass diese Art im Gebiet nicht ursprünglich ist, aber häufig in Gärten und Parks gepflanzt wird und aus diesen häufig verwildert bis stellenweise eingebürgert in mehr oder weniger ruderalen, feuchten Wäldern, an Mauern, Felsen sowie in Friedhöfen auftritt. Zudem wird von diesen Autoren interessanterweise ergänzt:

„Stellenweise auch *Taxus* × *media* und Rückkreuzungen.“ Einige Belege zu Eiben-Verwilderungen in Wien sind im Virtual Herbarium Jacq (<http://herbarium.univie.ac.at/database/results.php?s=s&page=3>) abrufbar.

Für das Burgenland sei eine Angabe von MELZER (1972) angeführt, der *Taxus baccata* von Mauerritzen (und damit wohl verwildert) vom Schloss Nebersdorf nahe Oberpullendorf nennt.

Für die Steiermark schreibt MAURER (1996), dass *Taxus baccata* „ab und zu verwildert“, wie bei St. Gotthard bei Graz. Schon FRITSCH (1925) führt an: „Auf einer Mauer des Rosenberges in Graz beobachte ich schon seit Jahren eine Anzahl von Keimpflanzen, die ausserordentlich langsam wachsen. Einige derselben sind schon verschwunden. Sie sind jedenfalls Abkömmlinge von kultivierten Exemplaren, deren Samen wahrscheinlich von Vögeln verschleppt wurden.“ Auch HOHLA (2014) dokumentiert eine Eibenverwilderung am Grazer Schlossberg in Bildform, wobei wohlüberlegt der Nachweis unter „*Taxus* sp.“ angeführt wird.

Bleibt noch das Bundesland Kärnten zu erwähnen, wo im Verbreitungsatlas von HARTL et al. (1992) bereits ein adventiver Quadrantennachweis für *Taxus baccata* (Qu. 9352/2) aufscheint. Für ein Vorkommen in der Landeshauptstadt Klagenfurt nahe Viktring schreibt LEUTE (1995), dass durch die Nähe zum Viktringer Siedlungsgebiet, wo auch zahlreiche kultivierte Eiben zu finden sind, die Authentizität dieser Population zu bezweifeln und eher an ornithochore Verschleppung der Samen durch Amseln zu denken ist. Einen konkreten Nachweis rezenter Verwilderungen von *Taxus* × *media* konnte der Verfasser 2018 in Dellach im Drautal erbringen, nachfolgend dazu die Funddaten: Dellach im Drautal: Ortsteil Schmelz; Fichtenwald; mehrere juvenile, vegetative Pflanzen; 620 msm; 46,74000 N, 13.09181 E; 9244/4, 16.04.2018.

Zusammenfassend lässt sich für Österreich schlussfolgern, dass siedlungsnahе Eibenverwilderungen hier offenbar verbreitet vorkommen, wenngleich konkrete Angaben nur selten vorliegen bzw. als Verwilderungen gekennzeichnet sind und die Angaben meist unter *Taxus baccata* rangieren. Hinweise auf mögliche oder sehr wahrscheinliche Vorkommen von *Taxus* × *media* sind aus der Literatur bislang für Wien, Oberösterreich und Salzburg ableitbar, konkrete vom Verfasser erbrachte Nachweise für *Taxus* × *media* unter Berücksichtigung der Merkmalsdiskussion in Kap. 3.3 stammen zwischenzeitlich aus Nord- und Osttirol, Oberösterreich und Kärnten. In der Liste der Neophyten Österreichs von WALTER et al. (2002) wird diese Hybride wie auch *Taxus cuspidata* nicht angeführt.

Hinweise aus Deutschland:

In der aktuellen, im Internet abrufbaren Florenliste von Deutschland (Version 9 vom September 2017; vgl. <http://www.kp-buttler.de/florenliste>) werden neben *Taxus baccata* auch unbeständige Verwilderungen von *Taxus cuspidata* aus Bayern und von *Taxus* × *media* aus Bayern, Rheinland-Pfalz und Sachsen angeführt. Für *Taxus baccata* liegen gemäß des Atlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988) zudem viele Quadrantenangaben vor, die nicht dem Normalstatus zugeordnet sind. Betrachtet man in „Floraweb“ die deutschlandweite Verbreitungskarte von *Taxus baccata* mit einem Datenstand von 2013 (www.floraweb.de; Abfrage: Jänner 2018; Abb. 4), so erkennt man gegenüber dem Datenstand der Karte in HAEUPLER & SCHÖNFELDER (1988) einen markanten Zuwachs an unbeständigen bzw. synanthropen Quadrantennachweisen, der in ähnlicher Weise auch in Osttirol dokumentiert ist.

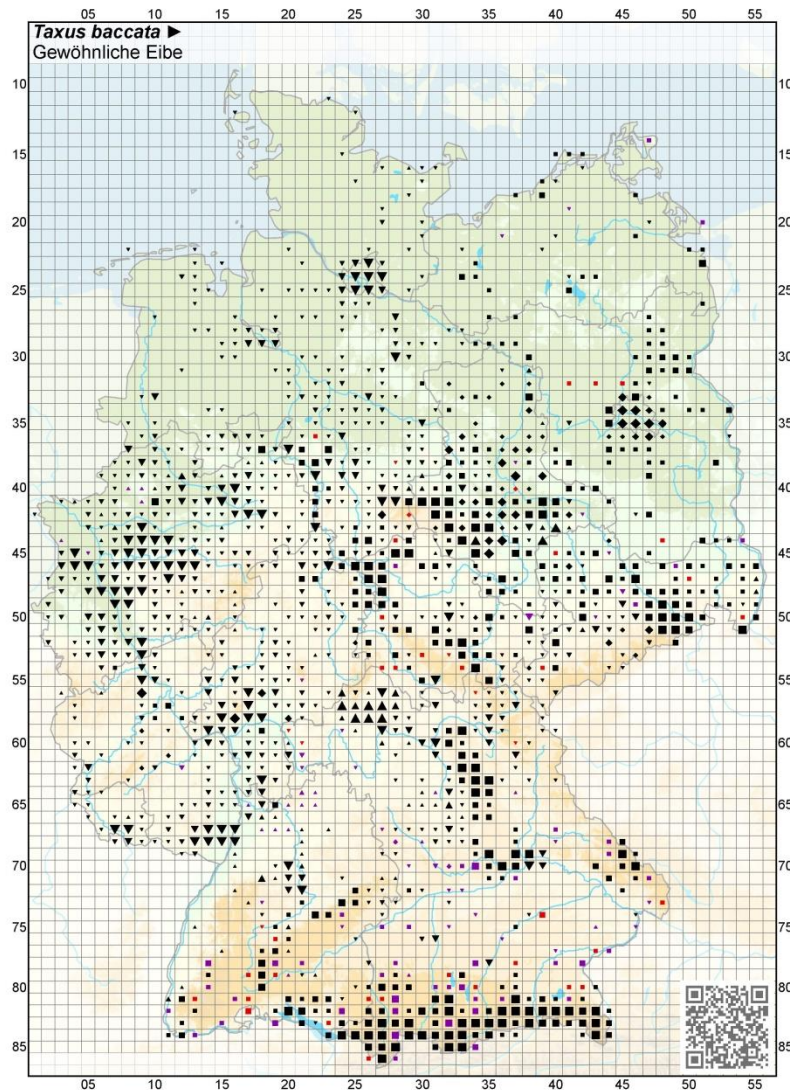


Abb. 4: Verbreitungskarte für *Taxus baccata* aus dem Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands (NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLAND & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013; Abdruck mit freundlicher Genehmigung des Bundesamtes für Naturschutz in Bonn). Deutlich erkennbar ist die Vielzahl synanthroper Nachweise, die sich zumindest teilweise auf *Taxus* × *media* und andere *Taxus*-Sippen beziehen dürfte.

Im Botanischen Informationsknoten Bayern (vgl. <http://daten.bayernflora.de>; Abfrage Februar 2018) sind für *Taxus* × *media* Quadrantennachweise unter den Status-Angaben „Synanthrop, kultiviert, unbeständig, Zeitraum ab 1945“ sowie „Eingebürgert, Zeitraum ab 1945“ sowie für *T. cuspidata* ein Quadrantennachweis für die erstgenannte Status-Kategorie in den Kartenbildern vorhanden. Für Oberfranken schreibt HETZEL (2006) unter „*Taxus baccata*-(Hybriden)“ zudem folgenden interessanten Absatz: „Im Siedlungsbereich, v. a. peripher in Siedlungsforsten ... nicht selten subspontan, mitunter individuenreiche Populationen in allen Altersstufen; auch in züchterisch bearbeiteten Formen wie *cv. fastigiata*, vielleicht auch die im Fachhandel regelmäßig geführte *T. × media* (und *T. cuspidata*?). Verwilderungen werden im UG erst seit ~ 1990 gezielt beachtet ...; als kultiviert erstmals von Schwarz (1901) bzw. Harz (1907) angegeben; in der Frankenalb autochthone, nach Schenerer und Ahlmer (2003) „gefährdete“ Bestände, deren Individuenzahl weit unter der der Kulturflichtlinge liegen dürfte.“ Spontane Eibenvorkommen (unter *Taxus baccata*) wurden auch mehrfach aus der Stadt Augsburg bekannt (MÜLLER 1990).

Für Baden-Württemberg erwähnt NEBEL (1993), dass Verwilderungen von *Taxus baccata* aus Parkanlagen und Gärten sowie Pflanzungen auch in Wäldern nicht selten sind.

In der Roten Liste von Hessen wird *Taxus baccata* für Teilregionen als etablierter Neophyt bzw. Sippe mit Etablierungstendenz angesehen; dazu wird noch angemerkt, dass Verwilderungen vielfach von gepflanzten Individuen ausgehen (BUTTLER et al. 1997).

Auch für das Ruhrgebiet bzw. Nordrhein-Westfalen sind Verwilderungen für *Taxus baccata* mehrfach dokumentiert (z.B. KEIL & LOOS 2005, GAUSMANN 2012). Ein fotografischer Beleg für eine Verwilderung von *Taxus baccata* für die Umgebung von Dortmund findet sich bei HAEUPLER et al. (2015). Nach DÖRKEN & HETZEL (2017) ist in Nordrhein-Westfalen in den letzten Jahren wieder eine massive Zunahme von Eiben in den Wäldern zu verzeichnen – auch in Gebieten, in denen lange Zeit keine Eiben (mehr) vorkamen. An den West- und Südhängen des Burgbergs in Dortmund-Hohensyburg bildet sie nach diesen Autoren offenbar sogar stellenweise eine dichte Strauchschicht in einem bodensauren Hainsimsen-Traubeneichen-Wald (*Luzulo-Quercetum petraeae*), wobei solche Vorkommen von den natürlichen Vorkommen nicht mehr zu unterscheiden wären.

Von jungen Verwilderungen von *Taxus baccata* im Stadtgebiet von Braunschweig in Niedersachsen berichten BRANDES (1987) sowie speziell im Botanischen Garten Braunschweig BRANDES & NITZSCHE (2013). Für die Stadt Goslar schreibt BRANDES (2016), dass die dort „*subspontan bzw. spontan auftretenden Vorkommen von Taxus baccata auf Gartenflüchtlinge zurückzuführen sein, wenn dies auch im Einzelfall nicht belegt werden kann.*“

Über die räumliche Struktur einer subspontanen Population von Eibenjungpflanzen im Berliner Raum, geführt unter *Taxus baccata*, berichtet SEIDLING (1999). Auch KOWARIK et al. (2013) nennen Verwilderungen für diese Art aus Berlin. BUHR & KUMMER (2009) schreiben für das Potsdamer Stadtgebiet: „*Auffällig ist in den letzten Jahren, dass in den Potsdamer Forsten verstärkt Taxus-Jungpflanzen zu finden sind, ältere Verwilderungen dagegen selten angetroffen werden.*“

Für Sachsen wird eine Verwilderung von *Taxus × media* vom Friedhof Sosa gemeldet (BREITFELD 2015).

Hinweise aus weiteren Staaten:

Schweiz: Gemäß Infoflora (<https://www.infoflora.ch/de/flora/taxus-baccata.html#map>; Abfrage: Februar 2018) sind adventive Eibennachweise unter *Taxus baccata* auch für die Schweiz dokumentiert.

Tschechien: PYŠEK et al. (2012) geben *Taxus × media* und *T. cuspidata* zwar nicht in der zweiten Auflage des Tschechischen Neophytenkatalogs an, sie nennen diese aber für den Průhonice Park nahe Prag, wo sie neben anderen Gehölzen aus Samen im Nahbereich zu den kultivierten Pflanzen verwildern.

Ungarn: Neben indigenen Vorkommen geben BARTHA et al. (2005) subspontane (verwilderte) Pflanzen von *Taxus baccata* aus Ungarn an.

Belgien: VERLOOVE & LAMBINON (2014) erwähnten, dass *T. baccata* var. *fastigiata* oft kultiviert wird und auch verwildert in Belgien nachgewiesen wurde. Für Flandern nennt RONSE (2011) häufige Verwilderungen von *Taxus baccata*.

Dänemark: NIELSEN & LEVERENZ (2002) geben für das Umfeld des Arboretums in Hørnholm neben Verwilderungen von *Taxus baccata* auch an, dass hier viele verschiedene Varietäten der Eibe als Jungpflanzen gefunden wurden, die nicht identifiziert werden konnten. Einige von ihnen sind nach den Autoren vermutlich Hybriden zwischen *Taxus baccata* und *T. cuspidata* (*T. × media*).

Schweden: Auf der Internet-Plattform DAISIE wird *Taxus × media* für Schweden mit dem Status „Alien/Established“ angeführt (vgl.

<http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=525#>; Abfrage: Februar 2018).

Britische Inseln: Für die Britischen Inseln schreibt STACE (1997) für *Taxus baccata*: „... also widely grown and often self sown“. Ergänzend dazu wird im Online-Atlas der Britischen und Irischen Flora (vgl. <https://www.brc.ac.uk/plantatlas/plant/taxus-baccata#tabs-0-middle-1>) angeführt: „... native and alien records have proved impossible to separate“.

USA: TUCKER (2006) gibt *Taxus × media* als naturalisiert von einer Kiefern-Anpflanzung für die Flora von Rhode Island an und erwähnt, dass auch die in Amerika gebietsfremde *Taxus cuspidata* in Connecticut verwildert festgestellt wurde (TUCKER 1995). Für Arlington County (Virginia) wird letztgenannte Art zudem als „threat“ eingestuft (ZELL 2002). In Kentucky sind *Taxus cuspidata* und *Taxus baccata* zudem als Gartenflüchtlinge bekannt (PACE 2015).

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Zunahme synanthroper Eibennachweise bzw. -verwilderungen in siedlungsnahen Flächen ist, wie die obige Literaturlaufstellung dokumentiert, keinesfalls nur auf Osttirol beschränkt, sondern bereits in weiten Teilen des temperaten Europas und darüber hinaus zu beobachten. Wie die Altersstruktur vieler Verwilderungen nicht nur für Osttirol und die weitgehend fehlenden Angaben zu Verwilderungen aus der alten Literatur zeigen, handelt es sich zudem unzweifelhaft um ein junges Phänomen, das bisher offenbar kaum eingehender dargestellt und überregional diskutiert wurde. Allein die oben erwähnte Gegenüberstellung der Rasterkarten-Datenstände zu *Taxus baccata* für Deutschland offenbart, dass hier ein rasanter flächenhafter Verwilderungsprozess seit den letzten rd. 30 Jahren stattfindet, wobei nach Ansicht des Verfassers allerdings die Zuordnung dieser synanthropen Nachweise zu *Taxus baccata* für Deutschland sehr zu hinterfragen ist. Die künftige Entwicklung dieses Prozesses ist insofern absehbar, als Verwilderungen aus Kulturen auch weiterhin stattfinden werden und sich die synanthropen Bestände sehr wahrscheinlich dauerhaft etablieren werden, zumal Gefährdungsfaktoren wie Wildverbiss oder eine intensive forstliche Nutzung der Gehölzbestände keine nennenswerte Rolle spielen. Auch wenn sich der Großteil der Verwilderungen – zumindest in Osttirol – derzeit noch im vegetativen Jungstadium befinden, so ist absehbar, dass sie sehr bald alt genug sein werden, um Pollen zu produzieren und Samenzapfen auszubilden. Eine weitere Ausbreitung, weg von den Siedlungsräumen und hin zu natürlicheren Gehölzgesellschaften, ist dadurch künftig anzunehmen. Auch unter veränderten Klimabedingungen ist nach den Modellen von HARRISON et al. (2001) keine andere bzw. rückläufige Entwicklung erwartbar. Sollte es sich bei den Verwilderungen, wie derzeit für Osttirol begründeterweise angenommen, vielfach um *Taxus × media* handeln, was nach Ansicht des Verfassers durchaus für weite Teile Europas zu vermuten ist, so stellt sich die Frage nach dem Einfluss dieser Verwilderungen bzw. deren künftigen Ausbreitung auf die autochthonen, durchwegs gefährdeten bzw. schützenswerten Bestände von *Taxus baccata*.

Trotz der intensiven Befassung mit der Eibe in der Fachliteratur – nicht zuletzt aufgrund ihrer giftigen, aber in der Medizin verwendeten Inhaltsstoffe, ihrer botanischen Besonderheiten, gärtnerischen Verwendung und der Naturschutzrelevanz von *Taxus baccata* – sind dem Verfasser aber de facto keine Studien bekannt, die sich mit den Auswirkungen kultivierter bzw. verwilderter Eiben auf autochthone Eibenvorkommen resp. auf die gefährdete Europa-Eibe beschäftigt hätten. ENDTMANN (1994) führt im Hinblick auf die Naturschutzrelevanz von *Taxus baccata* immerhin an, dass eine „Notwendigkeit der Unterscheidung zwischen *Alteinheimischen (indigen, autochthon)* und *neuzeitlich eingeführten (neophytischen)* bzw. *aus eingeführten Arten selbständig verwilderten (subspontanen) Vorkommen*“ bestehen würde, „so dass unterschiedliche Genotypen vorliegen können.“ Weiters führt dieser Autor aus, dass autochthone Vorkommen der Eibe in Brandenburg (höchstwahrscheinlich) nicht mehr existieren würden, jedoch gepflanzte bzw. subspontane Vorkommen sich seit dem Barock gebietsweise häufiger finden; letztere wären oft Kultivare (!) und damit vom Autochthonmaterial mehr oder weniger genetisch abweichend.

Berthold HEINTZE vom Bundesforschungszentrum für Wald in Wien (Department of Genetics) wirft in einer im Internet einsehbaren, undatierten Powerpoint-Präsentation die Frage auf, ob kultivierte Eiben durch Hybridisierung und Introgression einen Einfluss auf autochthone Bestände von *Taxus baccata* ausüben. Konkret führt dieser Autor aus, dass Eiben aus Kulturen verwildern können und dass der Pollen aus Eibenkulturen weit ausgebreitet werden kann; bei geringen Windstärken (2 m/sec bzw. 7,2 km/h) ergäbe sich noch in 5 km Entfernung Pollenniederschlag in einer Dichte, die zur erfolgreichen Bestäubung geeignet scheint (HEINTZE 2004). Zudem wären nach diesem Autor auch Hybriden denkbar, wobei in diesem Zusammenhang explizit *Taxus × media* angeführt wird. Untersuchungen zu diesen Aspekten sind aber lt. HEINTZE (s.d.) nicht vorhanden, sodass zur Frage, ob kultivierte Eiben einen Gefährdungsfaktor für heimische *Taxus baccata* darstellen würden, die logische Antwort „*we do not know*“ angeführt wird. Als Resümé zur genannten Powerpoint-Präsentation schreibt dieser Autor: „*In Taxus baccata, geographic distance may prevent massive introgression at the moment*“.

ISZKUŁO & BORATYŃSKI (2005) konnten dazu feststellen, dass das Raummuster von Individuen von *Taxus baccata* stark vom Vorhandensein von Mutterpflanzen und der für die Vogelausbreitung überbrückbaren Distanzen abhängt; weite Entfernungen limitieren demnach die Samenausbreitung deutlich und verzögern die Neubesiedlung. Umgelegt auf die verwilderten Eibenvorkommen hieße dies, dass es aufgrund der mitunter jungen Altersstruktur noch einige Zeit dauern würde, bis deren Abkömmlinge sich siedlungsfernen, naturnahen Lebensräumen etablieren dürften. Dennoch darf aufgrund der häufigen Kultur von *Taxus × media* und der künftig absehbaren generativen Stadien in den verwilderten Beständen ein Einfluss im Sinne einer genetischen Introgression (bzw. „genetic pollution“) durch den weit ausgebreiteten Pollen auf autochthone Vorkommen von *Taxus baccata*, wie auch von HEINTZE (s.d.) erwähnt, nicht ausgeschlossen werden. Erschwerend kommt hinzu, dass *Taxus baccata* nach MYKING (2002) im Hinblick auf den Verlust genetischer Vielfalt ohnehin als potenziell gefährdet einzustufen ist.

Weiterer Forschungsbedarf ist nach Meinung des Verfassers insofern jedenfalls gegeben, um nicht nur die möglichen (genetischen) Folgen kultivierter und verwilderter Eiben auf die autochthone *Taxus baccata* zu untersuchen, sondern auch die Identität der verwilderten Eiben mithilfe molekularbiologischer oder chemotaxonomischer Studien abzuklären. Angesichts der zunehmenden Siedlungsentwicklung in Mitteleuropa und der damit einhergehenden, teils massiven Kultur von züchterisch veränderten Pflanzen heimischer Arten muss nach Ansicht des Autors von ei-

nem, wie auch immer gearteten Einfluss auf den Genpool autochthoner Bestände ausgegangen werden. Das Spektrum an Arten beschränkt sich dabei wohl nicht nur auf gefährdete Arten wie *Taxus baccata* oder *Populus nigra*, sondern auch auf tw. noch häufige Arten wie *Ligustrum vulgare*, *Corylus avellana*, *Cornus sanguinea* etc. Auch diese und weitere Arten wären noch genauer unter dem obigen Blickwinkel zu untersuchen.

5. Dank

Für Auskünfte und Diskussion bedanke ich mich bei Peter Pils (Salzburg), Matthias Breitfeld (Markneukirchen), Helmut Deutsch und Eva Benedikt (Bannberg), Herbert Angerer (Lienz), Thomas Gradnig (Thurn) und Christoph Langer (Lienz). Für die Erlaubnis zum Abdruck der Verbreitungskarte zu *Taxus baccata* für Deutschland wird Herrn Rudolf May vom Bundesamt für Naturschutz in Bonn herzlich gedankt. Mag. Mario Lumasegger (Dölsach) danke ich für die Erstellung der Osttirol-Karte.

6. Literatur

- ADLER W. & MRKVICKA A. Ch. (2003): Die Flora Wiens – gestern und heute. – Verlag des Naturhistorischen Museums Wien.
- BARTHA D., KIRÁLY G., VIDÉKI R. & NAGY A. (2005): Occurrence of Rare Tree and Shrub Species in Hungary. – Acta Silv. Lign. Hung., Vol. 1: 9-23.
- BÖHLMANN D. (2009): Hybriden bei Bäumen und Sträuchern. – Weinheim: Wiley-VCH.
- BRANDES D. (1987): Zur Kenntnis der Gehölzflora norddeutscher Städte. – Flor. Rundbr. 21: 33-38.
- BRANDES D. (2015): Spontane Flora der Altstadt von Goslar. – Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, 10: 101-121.
- BRANDES D. & NITZSCHE J. (2013): Verwilderungen von kultivierten Arten im Freiland des Botanischen Gartens Braunschweig. – Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, 10: 1-27.
- BREITFELD M. (2015): Einige bemerkenswerte Funde des Jahres 2014 aus Südwestsachsen, besonders des Florengebietes der Westabdachung des Erzgebirges. – Sächsische Floristische Mitteilungen 17: 27-40.
- BRUGGER B. (2013): Biotopkartierung der Gemeinde Assling. – Auftraggeber: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- BUGALA W. (1978): Systematics and variability. The Yew – *Taxus baccata* L. (eds S. BARTKOWIAK, W. u. a.), pp. 15–32. Foreign Scientific Publications, Department of the National Center for Scientific and Technical, and Economic Information (for the Department of Agriculture and the National Science Foundation, Washington, DC), Warsaw, Poland.
- BUHR Ch. & KUMMER V. (2009): Beitrag zur Flora des Potsdamer Stadtgebietes III. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 142: 133-183.

- BUTTLER K. P., FREDE, A. KUBOSCH, R., GREGOR, T., HAND, R., CEZANNE R. & HODVINA S. (1997): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. 3. Fassung. – Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, Wiesbaden „1996“. 152 Seiten
- COLLINS D., MILL R. R. & MÖLLER M. (2003): Species separation of *Taxus baccata*, *T. canadensis* and *T. cuspidata* (Taxaceae) and origins of their reputed hybrids inferred from RAPD and cpDNA data. – Amer. J. Bot. 90: 175–182.
- COPE E. A. (1998): Taxaceae: the genera and cultivates species. – The Botanical Review 64(4): 291–322.
- DALLA-TORRE K.W. & SARNTHEIN L. (1906): Flora der gefürsteten Grafschaft Tirol, des Landes Vorarlberg und des Fürstenthumes Liechtenstein. Bd. VI. – Wagnersche Universitäts-Buchhandlung, Innsbruck.
- DEMPSEY D., O’FLAHERTY C. & HOOK I. (1999): *Taxus* species – morphological und chemical variations in needles and seeds. – ISHS Acta Horticulturae 615: IV International Conifer Conference.
- DÖRKEN V.M. & HETZEL I. (2017): *Taxus baccata* – Europäische Eibe (Taxaceae). – Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 8: 298-305.
- EICHBERGER Ch. (1995): Die Situation der Eibe in Salzburg – Ursachen des Rückgangs und mögliche Schutzmaßnahmen. – Sauteria 6: 157-166.
- EICHBERGER CH. & HEISELMAYR P. (1995): Die Eibe (*Taxus baccata* L.) in Salzburg – Versuch einer Monografie. – Sauteria 7: 1-129
- ENDTMANN K. J. (1994): Beeren-Eibe (*Taxus baccata* L.) – Baum des Jahres 1994. – Index Seminum Forstbotanischer Garten Eberswalde 1994-95: 3 S.
- FARJON A. (2010): A Handbook of the World’s Conifers. Band 2. – Brill, Leiden/ Boston.
- FISCHER M.A., ADLER W. & OSWALD K. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. – 3. Aufl., Biologiezentrum Oberösterreich, Linz.
- FRITSCH K. (1925): Beiträge zur Flora der Steiermark V. – Österr. bot. Z. (1925) 74: 224-233.
- GAUSMANN P. (2012): Ökologie, Floristik, Phytosoziologie und Altersstruktur von Industriebäumen des Ruhrgebietes. – Dissertation an der Ruhr-Universität Bochum.
- HAEUPLER H. & SCHÖNFELDER P. (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschlands. – E. Ulmer, Stuttgart.
- HAEUPLER H., ADOLPHI K. & GAUSMANN P. (2015): Von Immergrünen und Lianen in Nordrhein-Westfalen. – Florist. Rundbriefe 48/49: 87-108.
- HARRISON P.A., BERRY P.M. & DAWSON T.E. (2001): Climate Change and Nature Conservation in Britain and Ireland: Modelling Natural Resource Responses to Climate Change (the MONARCH Project). – Technical Report. UK Climate Impacts Programme, Oxford, UK.
- HARTL H., KNIELY G., LEUTE G.H., NIKFELD H. & PERKO M. (1992): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. – Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.

- HAUSMANN F. (1851–1854): Flora von Tirol. Innsbruck, Bd. 1–3, 1614 S.
- HEINTZE B. (s.d.): Conservation and the threat of hybridization and introgression: *Populus nigra* and *Taxus baccata* in Central Europe.
<http://users.metu.edu.tr/biorare/Heinze%20Populus%20Taxus%20conservation.pdf>
- HEINZE B. (2004): Zur Populationsbiologie der gemeinen Eibe (*Taxus baccata*). – Centralblatt für das gesamte Forstwesen 121. Jahrgang (2004), Heft 1, S. 47-59
- HETZEL G. (2006): Die Neophyten Oberfrankens: Floristik, Standortcharakteristik, Vergesellschaftung, Verbreitung, Dynamik. – Dissertation an der Bayerischen Julius-Maximilians-Universität Würzburg.
- HOHLA M. (1995): „Mauerblümchen“ vor den Vorhang, bitte! – Öko-L 36/4: 20-34.
- HOHLA M., STÖHR O., BRANDSTÄTTER G., DANNER J., DIEWALD W., ESSL F., FIEREDER H., GRIMS F., HÖGLINGER F., KLEESADL G., KRAML A., LENGELACHNER F., LUGMAIR A., NADLER K., NIKLFELD H., SCHMALZER A., SCHRATT-EHRENDORFER L., SCHRÖCK C., STRAUCH M. & WITTMANN H. (2009): Katalog und Rote Liste der Gefäßpflanzen Oberösterreichs. – Stapfia 91: 1-324.
- KOWARIK I., von der LIPPE, M. & ARNE CIERJACKS A. (2013): Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. – Preslia 85: 113-132.
- ISZKUŁO G. & BORATYŃSKI A. (2005): Different age and spatial structure of two spontaneous subpopulations of *Taxus baccata* as a result of various intensity of colonization process. – Flora 200 (2005): 195-206.
- JAGEL A. & DÖRKEN V. M. (2013): Weihnachtsgrün und Friedhofskoniferen – Bestimmung immergrüner Nadelbäume ohne Zapfen. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 4: 280-307.
- JANCHEN E. (1966): Flora von Wien, Niederösterreich und Nordburgenland. Bd. 1. – Verein für Landeskunde von Niederösterreich und Wien.
- KEIL P. & LOOS G.H. (2005): Non-established adventive plants in the western and central Ruhrgebiet (Northrhine-Westphalia, Germany) – a preliminary overview. – Elektronische Aufsätze der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet 5 (2005): 1-16.
- LEDERBOGEN D. (2013): Biotopkartierung der Gemeinde Amlach. – Auftraggeber: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- LEEDER F. & REITER M. (1958): Kleine Flora des Landes Salzburg. – Salzburg, 348 S.
- LEUTE G.H. (1995): Neue und bemerkenswerte Pflanzenfunde im Bereich der Landeshauptstadt Klagenfurt in Kärnten V. – Carinthia II 185./105. Jg.: 461-476.
- MAURER W. (1996): Flora der Steiermark. Bd. I. – IHW-Verlag.
- MELZER H. (1975): Beiträge zur Flora des Burgenlandes, von Nieder- und Oberösterreich. – Verh. zool.-bot. Ges. Wien 112: 100-114.
- MEYER F. H., HECKER U., HÖSTER H. R. & SCHROEDER F.-G. (2007): Fischen – Gehölzflora mit Knospen- und Früchteschlüssel. – 12.Aufl., Quelle & Meyer, Wiebelsheim.

- MÜLLER N. (1990): Charakteristik von Flora und Vegetation in Städten. – Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 107: 30-40.
- MURR J. (1923): Neue Übersicht über die Farn- und Blütenpflanzen von Vorarlberg und Liechtenstein 1. Heft. – Sonderschriften herausgegeben von der naturwiss. Kommission des Vorarlberger Landesmuseums, Bregenz.
- MYKING T. (2002) Evaluating genetic resources of forest trees by means of life history traits – a Norwegian example. *Biodiversity and Conservation*, 11, 1681–1696.
- NEBEL M. (1993): Taxaceae. – In: SEBALD O., SEYBOLD S. & PHILIPPI G. (Hrsg.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 1. – E. Ulmer, Stuttgart: 207-210.
- NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLAND & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Landwirtschaftsverlag, Münster.
- NIELSEN H. & LEVERENZ J.W. (2002): Escaping, naturalized and native woody plant taxa around the arboretum in Hørsholm. – *Dansk Dendrologisk Arsskrift*, 20: 39-59.
- PACE R.R. (2015): The Status of the Genus *Taxus* In Kentucky. – Online Theses and Dissertations 302, Eastern Kentucky University.
- PYŠEK P., DANIHELKA J., SÁDLO J., CHRTEK Jr. J., CHYTRÝ M., JAROŠÍK J., KAPLAN, Z., KRAHULEC, F., MORAVCOVÁ L., PERGL, J., ŠTAJEROVÁ K. & TICHÝ L. (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. – *Preslia* 84: 155–255, 2012
- PFLUGBEIL G. & PILSL P. (2013): Vorarbeiten an einer Liste der Gefäßpflanzen des Bundeslandes Salzburg, Teil 1: Neophyten. – *Mitt. Haus der Natur* 21: 25-83.
- POLATSCHKE A. (1997): Flora von Nordtirol, Osttirol und Vorarlberg. Bd. 1. – Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck.
- POLATSCHKE A. & NEUNER W. (2013): Flora von Nordtirol, Osttirol und Vorarlberg. Bd. 6. – Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck.
- REHDER A. (1923): New species, varieties and combinations from the herbarium and the collections of the Arnold Arboretum. *Taxus media* hybr. nov., *Taxus media* f. *hatfieldii* forma nov., *Taxus media* f. *hicksii*, comb. nov. – *J. Arn. Arb.* 4: 107–109.
- ROLOFF A. & BÄRTELS A. (2018): Flora der Gehölze. – 5. Aufl., E. Ulmer, Stuttgart.
- RONSE A. (2011): Stinsen plants and other deliberate introductions in the (semi-) natural zones of the Botanic Garden. – *Scripta Botanica Belgica* 47: 67-75.
- SAUBERER N. & TILL W. (2015): Die Flora der Stadtgemeinde Traiskirchen in Niederösterreich: Eine kommentierte Artenliste der Farn- und Blütenpflanzen. – *BCBEA* 1/1: 3-63.
- SEIDLING W. (1999): Räumliche Struktur einer subsponsanten Population von *Taxus baccata*-Jungpflanzen. – *Flora* 194: 439-451.
- SPJUT R. W. (2007): Taxonomy and nomenclature of *Taxus* (Taxaceae). – *J. Bot. Res. Inst. Texas* 1(1): 203–289.

- STACE C. (1997): New Flora of the British Isles. – 2nd Ed., Cambridge University Press.
- THOMAS P.A. & POLWART A. (2003): Biological Flora of the British Isles: *Taxus baccata* L. – Journal of Ecology 2003 91: 489–524.
- TUCKER G.C. (1995): The Vascular Flora of Southeastern Connecticut. – Mem. Connecticut Bot. Soc. 3 New Haven, CT.
- TUCKER G.C. (2006): Additions to the flora of Rhode Island. – Rhodora 108: 65-71.
- VAN ROZENDAAL E. L. M., KURSTJENS S. J. L., van BEEK T. A. & van den BERG R. G. (1999): Chemotaxonomy of *Taxus*. – Phytochemistry (Oxford) 52: 427–433.
- VERLOOVE F. & LAMBINON L. (2014): Nouvelle Flore (6th ed.): nomenclatural and taxonomic remarks. – Dumortiera 104/2014 : 7-40.
- WALTER J., ESSL F., NIKLFELD H. & FISCHER M.A. (2002): Gefäßpflanzen. – In: ESSL F. & W. RABITSCH (Hrsg.): Neobiota in Österreich. – Umweltbundesamt, Wien: 46-173.
- WINDISCHBAUER G. & MAYER R. (2016): Biotopkartierung der Gemeinde Lienz. – Auftraggeber: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- WITTMANN H., SIEBENBRUNNER A., PILSL P. & HEISELMAYER P. (1987): Verbreitungsatlas der Salzburger Gefäßpflanzen. – Sauteria 2: 1-403.
- ZELL G. (2012): Non-native invasive plants of Arlington County, Virginia. – Department of Parks, Recreation, and Cultural Resources. Arlington, Virginia.
- ZERNIG K. (2010): Die Veröffentlichungen von Helmut Melzer und ein Index der in seinen Arbeiten genannten Pflanzenarten. – Joannea Botanik 8: 67-176.

Anschrift des Verfassers:

Mag. Dr. Oliver Stöhr
Alt-Debant 3c/22
9990 Nussdorf-Debant (AT)
oliver.stoehr@gmx.at

Vom bodensauren Niederwald zum mesophilen Hochwald – Vegetationsveränderungen in Eichenmischwäldern im Flachland südlich der Aller im Verlauf von 25 Jahren

From coppice to high forest – vegetation change and mesophication in acidic mixed oak forests in the southeastern lowlands of Lower Saxony during 25 years

Thilo Heinken

Zusammenfassung

Die Wiederholung älterer Vegetationsaufnahmen auf gut relokalisierbaren Probeflächen zeigte in mitteleuropäischen Waldökosystemen oft starke Veränderungen der Vegetation als Ergebnis verschiedener Umwelteinwirkungen. Gegenstand dieser Untersuchung sind bodensaure, historisch vorwiegend als bäuerliche Niederwälder bewirtschaftete Eichen-Mischwälder des *Betulo-Quercetum* auf sandigen Partien der Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals. Vierzehn eigene, in den Jahren 1990 und 1991 angefertigte Vegetationsaufnahmen in neun Waldgebieten wurden im Jahr 2015 wiederholt. Veränderungen in der Struktur und Bewirtschaftung gaben Anlass, die Nutzungsgeschichte der Bestände seit Ende des 18. Jahrhunderts anhand von historischen Karten und durch Befragung von Lokalhistorikern, Waldbesitzern und Förstern zu dokumentieren.

Folgende zwei Hypothesen bilden die Grundlage der Studie: (1) Bestandesschluss nach Aufgabe der historischen Niederwaldnutzung führte zu einem Rückgang lichtliebender Pflanzenarten. (2) Stickstoffdeposition aus der Luft hatte auf den relativ nährstoffarmen, grundwasserfernen Standorten die Zunahme von stickstoffliebenden Pflanzen und mesophilen Waldarten zur Folge. Anhand veränderter Häufigkeiten in den 14 Vegetationsaufnahmen wurden „Gewinner- und Verliererarten“ ermittelt; außerdem wurden Artenzahlen und mittlere Ellenberg-Zeigerwerte der rezenten und historischen Vegetationsaufnahmen verglichen.

Im Verlauf von 25 Jahren waren alle Flächen, von denen neun historisch alte Wälder und fünf Aufforstungen oder Vorwälder auf ehemaligen Heide- und Ackerflächen waren, noch Eichen-Mischwälder des *Betulo-Quercetum*. Fast alle der acht noch 1990/91 niederwaldartigen Bestände hatten diesen Charakter verloren, indem bei Durchforstung nur ein Eichenstamm mehrstämmiger Stockausschläge belassen wurde. Insgesamt nahmen Birken als Pioniergehölze ab, und die Strauchschicht wurde u.a. durch die Zunahme der neophytischen Spätblühenden Traubenkirsche dichter. In Übereinstimmung mit Hypothese 1 konnte eine Entwicklung zu schattentoleranterer

Vegetation nachgewiesen werden; viele ehemals vorhandene Lichtzeiger – vor allem charakteristische Arten der Birken-Eichenwälder – gingen zurück oder verschwanden. Die mittleren Lichtzahlen der Flächen nahmen ab und die mittleren Feuchtezahlen infolge des ausgeglicheneren Bestandesklimas zu. Auch Hypothese 2 konnte bestätigt werden, denn eine Reihe von Stickstoffzeigern und mesophilen Waldarten nahm zu. Dies brachte eine Zunahme von obligaten Waldarten auf Kosten von auch auf mageren Offenlandstandorten verbreiteten Arten sowie bei den Zeigerwerten eine Erhöhung der mittleren Stickstoffzahlen mit sich. Neben Stickstoffeinträgen dürfte die Regeneration der Standorte durch geringere Biomasseentnahme hierfür eine Rolle spielen.

Diese Entwicklungen sind in jüngerer Zeit auch in anderen Regionen Mitteleuropas nachgewiesen worden, doch war der Zeitraum seit der Erstaufnahme dort meist deutlich länger. Die Geschwindigkeit der Veränderungen überrascht daher. Die Ergebnisse unterstreichen, dass die Birken-Eichenwälder der Region nicht der potenziell natürlichen Vegetation entsprechen, sondern kulturgeschichtlich interessante Nutzungsrelikte sind. Eine weitere Bewirtschaftung als Eichenwald und ein beispielhafter Erhalt niederwaldartiger Nutzung ist wünschenswert; eine Erhaltung bzw. Wiederherstellung des früheren Vegetationszustands ist aber angesichts fortwährender Stickstoffeinträge und fehlenden Nährstoffentzugs unrealistisch.

Abstract

Resurveying historical permanent or quasi-permanent vegetation plots in Central European forest ecosystems often revealed strong vegetation changes over the past decades due to different environmental drivers. Subject of this study were acidic mixed oak forests (*Betulo-Quercetum*) on sandy soils on glacial deposits south of the Aller glacial valley (Lower Saxony, Germany), most of which have been historically used as coppice forests. Fourteen own relevés from the years 1990 and 1991 were resurveyed in 2015. Changes in structure and forest management gave reason to document the land use history of the forest stands since the second half of the 18th century, using historical maps and questioning of local historians, land owners and foresters.

The following hypotheses were tested: (1) Canopy closure after abandonment of historical land use led to a decrease of heliophilous plant species. (2) Airborne nitrogen deposition led to an increase of nitrophilous plant species and mesophilous forest species on the relatively nutrient-poor and dry sites. Using frequency and cover changes winner and loser species were identified. Also species numbers as well as mean Ellenberg indicator values for actual and historical relevés were compared.

During 25 years all stands, of which nine were ancient forests and five afforestations or pioneer forests on former heathland or farmland, were still mixed oak forests belonging to the *Betulo-Quercetum*. However, nearly all of the eight stands still recognizable as coppice forest in 1990/91 had lost this character due to conversion to high forest by cutting of side shoots from trunks. Altogether birch as pioneer tree decreased and the shrub canopy became denser, partly due to the spread of the neophyte *Prunus serotina*. In agreement with existing literature and hypothesis (1) a shift towards more shade-tolerant communities was proved. Light indicators, among them many characteristic plant species of acidic mixed oak forests, decreased or disappeared. This resulted not only in a decrease of mean Ellenberg light values, but also an increase of moisture values of

the plots due to a more mesic microclimate. Also hypothesis (2) was confirmed, as a number of nitrogen indicators and mesophilous forest species increased, indicating a ‘mesophication’ of the studied forests. This resulted in an increase of strict forest species at the expense of species which also occur on nutrient-poor sites in the open land, and of mean nutrient values of the plots. Besides nitrogen deposition a soil recovery process due to a lower biomass removal may play a role for this effect.

All trends have been recently described in other regions of Central Europe, but the time span between the first census and the resurvey was mostly much longer in these studies. The speed of vegetation change is thus surprising. The results emphasize that mixed oak forests do not correspond with the potential natural vegetation, but are interesting relicts of former landuse in cultural heritage terms. In the future a management as oak forest and an exemplary conservation of coppice forest stands is desirable, but a conservation or restoration of the former vegetation state is not realistic, given the continuous nitrogen deposition and missing removal of nutrients.

Schlagworte: Gewinner- und Verliererarten, historische Waldnutzung, Stickstoffdeposition, Sukzession, Vegetationswandel, Wiederholungsaufnahmen, Zeigerwerte

Keywords: winner and loser species, historical land use, nitrogen deposition, succession, vegetation change, resurvey, quasi-permanent plots, indicator values

1. Einleitung

Im Rahmen meiner Dissertation über die Vegetation und die Standortbedingungen naturnaher, frischer bis trockener Laub- und Nadelwälder im niedersächsischen Tiefland (HEINKEN 1995) wurde in den Jahren 1990 und 1991 auch das Weser-Aller-Flachland intensiv bearbeitet. Dabei erwiesen sich die der Hildesheimer Börde bzw. dem Berg- und Hügelland vorgelagerten Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals als ein Zentrum für das Vorkommen von – oft noch nach 1950 niederwaldartig bewirtschafteten – Birken-Eichenwäldern. Die Flächen liegen meist in kleineren Waldgebieten in der Agrarlandschaft und befinden sich in Privatbesitz. Im Jahr 2015, also 24 bzw. 25 Jahre nach der Erstaufnahme, hatte ich die Möglichkeit, 14 der damaligen Probeflächen wieder aufzunehmen.

Die Wiederholung älterer Vegetationsaufnahmen bietet eine einzigartige Möglichkeit, Vegetations- und Standortveränderungen über Jahrzehnte abzuschätzen und ist daher ins Zentrum der praxisorientierten Vegetationskunde gerückt. Dies gilt insbesondere, wenn die Aufnahmeflächen dauerhaft markiert oder als „quasi-permanente Probeflächen“ wie im Fall des Untersuchungsgebiets (UG) recht genau zu relokalisieren sind (KAPFER et al. 2017). Bisherige Studien ergaben, dass mitteleuropäische Wälder in den letzten Jahrzehnten starke Veränderungen ihrer Standorte, Vegetationsstruktur und Artenzusammensetzung erfuhren. Diesen liegen verschiedene Ursachen zu Grunde.

An vorderer Stelle stehen die anhaltenden, aus Verbrennungsprozessen und Viehhaltung stammenden anthropogenen Stickstoffeinträge über die Atmosphäre (BUILTJES et al. 2011), die zu einer flächendeckenden Eutrophierung von Waldökosystemen geführt haben (z.B. EWALD et al. 2013). Besonders problematisch sind Stickstoffeinträge in Waldökosystemen, die natürlicherweise stickstofflimitiert sind (z.B. REINECKE et al. 2014, s. a. BOBBINK et al. 1998). In verschiedenen Waldvegetationstypen wurde die Zunahme nitrophiler Arten nachgewiesen (z. B. VAN CALSTER et al. 2007, HEINRICHS et al. 2012; VERHEYEN et al. 2012), oftmals ließ sich auch ein Rückgang von Arten nährstoffarmer Standorte feststellen (z. B. REINECKE et al. 2011, 2014, DITTMANN et al. 2018). Auch wenn die Stickstoffeinträge im östlichen Niedersachsen geringer als im westlichen Landesteil mit seiner Intensivtierhaltung sind (BUILTJES et al. 2011), liegen sie zumindest auf nährstoffarmen und bodensauren Böden immer noch über dem für temperate Wälder angegebenen „critical load“ von 8-15 kg pro Hektar und Jahr (BOBBINK et al. 2010).

Eine zweite wichtige Ursache für rezente Vegetationsveränderungen in Wäldern ist die Aufgabe historischer Nutzungsformen. Waldweide, Nieder- und Mittelwaldwirtschaft sowie Streunutzung haben mitteleuropäische Wälder und ihr Arteninventar durch Auflichtung und Aushagerung der Böden über Jahrhunderte geprägt. Ihre Aufgabe seit dem 19. Jahrhundert hat weit reichende Sukzessionsprozesse in Richtung schattiger und nährstoffreicher Bedingungen ausgelöst (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Im UG führte die ehemals betriebene Nieder- und Mittelwaldwirtschaft zur Förderung von Birken-Eichenwäldern und Eichen-Hainbuchenwäldern, welche oft natürlicherweise Buchen-dominierte Standorte einnehmen. Außerdem sind im niedersächsischen Tiefland viele Birken-Eichenwälder Aufforstungen bzw. Vorwälder auf ehemals waldfreien, ebenfalls buchenfähigen Standorten (HEINKEN 1995).

Fehlende Auflichtung bedingt eine Verschiebung des Artenspektrums hin zu Arten, die auch in von Schatthölzern dominierten Wäldern mit geschlossenem Kronendach gut existieren können (KOPECKÝ et al. 2013, VERHEYEN et al. 2012). So ist besonders in ehemaligen Nieder- und Mittelwäldern eine Abnahme von lichtanspruchsvollen und eine Zunahme von schattentoleranten Pflanzenarten zu verzeichnen (VERHEYEN et al. 2012, KOPECKÝ et al. 2013, MÖLDER et al. 2014). Die – von den Effekten der Stickstoffeinträge schwer zu trennende – Erhöhung der Bodennährstoffgehalte nach Ende der nutzungsbedingten Aushagerung führte zur Zunahme von nährstoffanspruchsvolleren Pflanzenarten (KOPECKÝ et al. 2013, VERHEYEN et al. 2012, KÜHN & HEINKEN 2017). Insgesamt ist also gerade auf ehemals lichten, nährstoffärmeren Standorten mit einer „Mesophilisierung“ von Standorten und Vegetation zu rechnen (HÉDL et al. 2010, HEINRICHS et al. 2014, KOPECKÝ et al. 2013, VOJÍK & BOUBLÍK 2018).

Schließlich seien Neophyten als Treiber von Vegetationsveränderungen genannt. Obwohl sie generell in mitteleuropäischen Wäldern eine geringere Rolle als im Offenland spielen (BERG et al. 2017), ist eine zunehmende Bedeutung von gebietsfremden Arten erkennbar (ESSL et al. 2012). Die Ausbreitung von Neophyten kann die Waldvegetation in vielfacher Weise beeinflussen, von geänderter Stickstoffverfügbarkeit bis hin zu Veränderungen der Artenzusammensetzung und -vielfalt oder einer Hemmung der Waldverjüngung (ZERBE 2007).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, mögliche Vegetationsveränderungen in bodensauren Birken-Eichenwäldern der Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals anhand von Wiederholungsaufnahmen zu dokumentieren und zu quantifizieren. Dem wurden die folgenden zwei Hypothesen zugrunde gelegt:

- (1) Der Bestandesschluss nach Aufgabe der historischen Nieder- und Mittelwaldnutzung führte zu einem Rückgang lichtliebender Pflanzenarten, insbesondere charakteristischer Arten der lichten Birken-Eichenwälder.
- (2) Stickstoffeinträge aus der Luft und die Regeneration der Standorte nach Aufgabe der ehemaligen Nutzungen führten auf den relativ nährstoffarmen, grundwasserfernen Standorten zur Zunahme von stickstoffliebenden Pflanzen sowie mesophilen Waldarten.

Diese Veränderungen sollten sich nicht nur in der Zu- oder Abnahme bestimmter Pflanzenarten und -gruppen niederschlagen, sondern auch Änderungen mittlerer Zeigerwerte und ggf. eine Verschiebung hin zu anderen Vegetationstypen mit sich bringen.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst die zum Weser-Aller-Flachland zählenden Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals: Von West nach Ost sind dies die Hannoversche Moorgeest, die Burgdorf-Peiner Geestplatten und der westliche Teil des Ostbraunschweigischen Flachlandes (s. MÜLLER 1962). Sie werden von einigen bis ca. 100 m ü. NN hohen Endmoränenwällen durchzogen, darunter der Brelinger Berg und der Wohlenberg. Ansonsten weist das UG nur geringe Niveauunterschiede auf; beim Wechsel von Geschiebelehm und glazifluviatilen Sanden der Saale-Eiszeit fehlen rein sandige Böden fast ganz. In der recht dicht besiedelten Region herrscht auf grundwasserfernen Standorten Ackerbau vor; der Waldanteil liegt bei nur ca. 20 %. Anders als in den meisten anderen Teilen des niedersächsischen Tieflandes ist jedoch ein beträchtlicher Teil davon Laubwald, der auch Ende des 18. Jahrhunderts schon bestand („historisch alte Wälder“ *sensu* WULF 1994). Das Klima des UG ist mit relativ geringen Niederschlägen zwischen 600 und 650 mm und einer Jahresschwankung der Lufttemperatur von um 17 °C im östlichen Teil bereits leicht subkontinental getönt.

Die drei westlichsten Probeflächen liegen auf der Hannoverschen Moorgeest in der Gemeinde Wedemark, eine im Bissendorfer Fuhrenkamp westlich von Scherenbostel und zwei auf dem Brelinger Berg (s. Tab. 1, Aufn. 1-3 in Tab. 2). Diese Bestände befinden sich in kleinen Laubwaldinseln in einer sonst von Kiefernforsten geprägten Landschaft. Die übrigen liegen dagegen fast durchweg in kleineren bis mittelgroßen, von Laubwald dominierten Feldgehölzen. Sechs befinden sich auf den Burgdorf-Peiner Geestplatten im Landkreis Peine, drei davon nördlich von Edemissen (Forst Berkhöpen und südwestlich des Ritterguts Ankensen; Aufn. 4, 5, 7), eine im Abbenser Fuhrenkamp westlich von Eddesse (Aufn. 11) und zwei nördlich von Harvesse („Großer Busch“, Aufn. 6, 12). Fünf Flächen gehören zum Westteil des Ostbraunschweigischen Flachlandes im Landkreis Gifhorn: Zwei liegen am Wohlenberg bei Leiferde (Aufn. 8, 14), eine an der Oker östlich von Volkse („Bocker Berge“, Aufn. 9) und zwei im Edesbütteler Holz südlich von Calberlah (Aufn. 10, 13).

Die meisten Probeflächen stocken auf glazifluviatilen Sanden, oft im Bereich von Endmoränen (Aufn. 2, 3, 8, 14), einige im Übergang zu Talsanden (Aufn. 6, 12). Geschiebelehm als Ausgangssubstrat der Bodenbildung ist seltener (Aufn. 1, 9, 10, 13). Im Oberboden sind daher fast ausschließlich schwach lehmige und damit recht trockene Sande anzutreffen. Auf diesen haben sich meist schwach podsolige Braunerden mit geringmächtiger Humusaufgabe (Moder oder mullartiger

Moder) entwickelt (HEINKEN 1995). Die in Wasser gemessenen pH-Werte lagen Anfang der 1990er Jahre im Oberboden meist zwischen 3,5 und 3,9 (mit jeweils höheren Werten in der Humusaufschicht im Vergleich zum oberen Mineralbodenhorizont).

2.2 Vegetationsaufnahmen

Die historischen Daten sind Vegetationsaufnahmen, die im Rahmen meiner Dissertation in den Jahren 1990 und 1991 angefertigt wurden, also 24 bzw. 25 Jahre vor der Wiederholung im Jahr 2015 (im Folgenden als 25 Jahre bezeichnet). Insgesamt wurden damals im UG Daten von 18 Probeflächen bodensaurer Birken-Eichenwälder erhoben (s. HEINKEN 1995). Die Lage der Probeflächen wurde bei der Erstaufnahme auf topographischen Karten im Maßstab 1:50 000 vermerkt; zusätzlich wurden Skizzen mit Abstandsangaben zu markanten Punkten wie Altbäumen und Wegen angefertigt sowie Gauß-Krüger-Koordinaten aufgenommen. Damit war eine weitgehend exakte Relokalisierung möglich. Vom 2.-4. Juni 2015 konnte ich 14 der 18 Flächen aufsuchen und die Vegetationsaufnahmen wiederholen. Die 2015 mittels GPS (Garmin eTrex 30) ermittelten Koordinaten (Mittelpunkt der Aufnahmeflächen) sind Tab. 2 zu entnehmen. Die Häufigkeit der einzelnen Arten wurde anhand der 7-stufigen Artmächtigkeits-Skala nach Braun-Blanquet (DIERSCHKE 1994) bewertet. Wie in der Erstaufnahme waren die Flächen meist 625 m² (25 x 25 m) groß; zur Aufnahmemethodik und zum Artenkonzept s. ansonsten HEINKEN (1995). Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach der taxonomischen Referenzliste für Botanische Funddatenbanken in Deutschland GermanSL 1.3 (<https://germansl.infinitemature.org/>, Zugriff am 25.07.2018).

Tab. 1: Übersicht der untersuchten Waldgebiete mit Angaben zur historischen Landnutzung sowie ehemaligen und heutigen Bewirtschaftung (Ermittlung der Daten s. Methoden).

Waldgebiet (Flächen-Nr. in Tab 2)	Kurhann. Landesaufn. (1754-1781)	Preußische Landesaufn. (1897-1901)	Datum Aufforstung	Holznutzung vor 1990	Holznutzung seit 1990	Sonstige historische Nutzungen	Bemerkungen
Berkhöpen (4, 5)	Laubwald	Buschartiger Laubwald	--	Niederwald	→ Hochwald	Streu (bis 2. WK)	
SW Ankensen (7)	Laubwald	Buschartiger Laubwald	--	Niederwald	→ Hochwald seit 1996	Streu (bis 2. WK)	
N Harvesse (6, 12)	Laubwald	Laubwald	--	Niederwald	v.a. Totholz- Entfernung	Schweine- mast	
Wohlenberg (8, 14)	Laubwald	Buschartiger Laubwald	--	Niederwald (bis ca. 1990)	8: → Hochwald 14: --	Schweine- mast	
Edesbütteler Holz (10, 13)	Laubwald	Laubwald	--	Mittelwald	Mittelwald	Schweine- mast	
Bissendorfer Fuhrenkamp (1)	Heide	Nadelwald	ca. 1810, Nadelholz	unregelmäßig	Brennholz nach Bedarf	Streu (bis 2. WK)	Kahlschlag vor 1960 → Sukzession
Brelinger Berg (2, 3)	Heide	Nadelwald	nach 1847 (Verkoppelung)	unregelmäßig	Durchfors- tung, Brennholz	Streu	Sandabbau ca. 1900? → Sukzession?
Ö Volkse (9)	Acker	Laubwald	nach 1830 (Verkoppelung)	Niederwald (bis ca. 1950)	v. a. Brenn- holz		
Abbenser Fuhrenkamp (11)	Acker	Mischwald	nach 1854 (Verkoppelung)	hochwaldartig, unregelmäßig	--	--	.

2.3 Historische Auswertung

Alle Untersuchungsflächen wurden einer eingehenden historischen Analyse unterzogen (s. Tab. 1): Die Landnutzung Ende des 18. Jahrhunderts wurde anhand der Kurhannoverschen Landesaufnahme ermittelt, die um 1900 anhand der Preußischen Landesaufnahme (z.B. abrufbar unter www.geobasisdaten.niedersachsen.de/). Sowohl bei der Erstaufnahme 1990/91 als auch bei der Wiederholungsaufnahme 2015 wurde anhand der vorgefundenen Strukturen die Waldnutzung (Vor-, Nieder-, Mittel- und Hochwald) erfasst. Im Herbst 2015 wurden schließlich die Besitzer und Bewirtschafter ermittelt und anhand eines detaillierten Fragebogens mündlich über die historische und aktuelle Nutzung befragt. Hinzu kamen Angaben von in den jeweiligen Gemeinden tätigen Lokalhistorikern. Es wurde Auskunft über Besitzverhältnisse, Nieder-, Mittel- und Hochwaldwaldwirtschaft eingeholt, wie oft und wann zuletzt Holz eingeschlagen wurde, welche Bäume für welchen Zweck entnommen wurden, ob es historische Streunutzung und/oder Waldweide, Bodenbearbeitung sowie Bestandeskalkung bzw. -düngung gab.

2.4 Auswertung der Vegetationsdaten

Die Vegetationsaufnahmen der Erst- und Wiederholungsbearbeitung wurden in einer Vegetationstabelle – getrennt nach den beiden Untersuchungsjahren – gegenübergestellt (Tab. 2). Dabei erfolgte die Zuordnung der Vegetationsdaten den in HEINKEN (1995) ermittelten Vegetationseinheiten. Die Kenn- und Trennarten der Syntaxa richten sich nach HÄRDITLE et al. (1997).

Für statistische Analysen, die die Deckung der Arten mit einbeziehen, wurde die Artmächtigkeitskala von Braun-Blanquet nach VAN DER MAAREL (1979) in eine Ordinalskala transformiert (r: 1, +: 2, 1: 3, 2: 4, 3: 5, 4: 6, 5: 7). Alle Berechnungen wurden mit dem Programm R (R CORE TEAM 2016) durchgeführt, wobei zur Prüfung der Normalverteilung der Shapiro-Wilk-Test (`shapiro.test`, R-Paket `stats`) angewendet wurde.

Zum Vergleich der α -Diversität zwischen Erst- und Wiederholungsaufnahme wurden die Artenzahlen der Gefäßpflanzen und der Moose pro Plot analysiert. Außerdem wurden die Waldbindungskategorien der Arten nach SCHMIDT et al. (2011) der Auswertung zugrunde gelegt. Als obligate Waldarten gelten dabei Arten der Waldbindungskategorien 1.1 (geschlossener Wald) und 1.2 (Waldränder und -verlichtungen). Arten, die auch im Offenland vorkommen, gehören den Waldbindungskategorien 2.1 (im Wald wie im Offenland) oder 2.2 (auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland) an. Auch die Anzahl der Neophyten pro Plot wurde verglichen. Als Gewinner- bzw. Verliererarten werden solche bezeichnet, die zwischen historischer und rezenter Vegetationsaufnahme signifikant zu- bzw. abgenommen haben (z. B. NAAF & Wulf 2011, DITTMANN et al. 2018). Für jede Fläche der historischen und rezenten Aufnahmen wurden über alle Arten mittlere gewichtete Zeigerwerte für Licht (L), Feuchte (F), Reaktion (R) und Stickstoff bzw. Nährstoffe (N) nach ELLENBERG et al. (2001) ermittelt.

Aufgrund gepaarter Stichproben kam im Fall nicht normalverteilter Daten (Artmächtigkeit von Gewinner- und Verliererarten, Zahl der Neophyten) ein Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test zur Anwendung; im Fall normalverteilter Daten (sonstige Artenzahlen, mittlere Ellenberg-Zeigerwerte) wurde die Signifikanz von Veränderungen über einen gepaarten t-Test ermittelt. Bei den Gewinner- und Verliererarten wurden signifikante Veränderungen in der Zahl der Vorkommen (Frequenz) mit Hilfe des Exakten Tests nach Fisher ermittelt.

3. Ergebnisse

3.1 Nutzungsgeschichte

Die untersuchten Waldflächen sind fast durchweg in Privatbesitz und waren vor den Realteilungen im Besitz der Dorfgemeinschaften; nur das Edesbütteler Holz ist bis heute genossenschaftlich bewirtschaftet.

Von den 14 Untersuchungsflächen waren 9 seit dem Ende des 18. Jahrhunderts durchweg mit Laubwald bestanden, der oftmals zur Zeit der Kurhannoverschen Landesaufnahme noch einen buschartigen und möglicherweise auch offenen Charakter aufwies (Tab. 1). Sie sind damit historisch alte Waldflächen mit einer langen Habitatkontinuität. Alle wurden als Niederwald – oder im Fall des Edesbütteler Holzes – als Mittelwald genutzt; Spuren dieser Bewirtschaftung durch mehrstämmige Stockausschläge waren noch 1990/91 sichtbar (Abb. 1). Die Niederwaldnutzung erfolgte vermutlich mit Umtriebszeiten von ca. 30 Jahren, wobei von den Bauern meist nur einzelne Bäume oder Baumgruppen nach Bedarf als Brennholz, Schwellholz, für Weidepfähle etc. entnommen wurden. Pflanzungen erfolgten im Allgemeinen nicht. Schweinemast (teilweise bis ins 20. Jahrhundert hinein) und Streunutzung (bis zum zweiten Weltkrieg) sind zum Teil belegt, standen aber nie im Vordergrund, während es offenbar keine Bestandeskalkungen oder -düngungen gegeben hat. Verstärkt seit 1990 wurden – oft auf Anraten der betreuenden Forstämter – bei Durchforstungen die seitlich stehenden Stämme mehrstämmiger Eichen entfernt (Abb. 2). Dadurch war 2015 der niederwaldartige Charakter vieler Bestände kaum noch erkennbar, und sie waren in Hochwälder überführt; Fläche 8 wurde stärker durchforstet und mit Rotbuchen unterbaut. Das Edesbütteler Holz wird weiter mittelwaldartig bewirtschaftet, die ehemalige Hauschicht war jedoch 2015 älter und dichter. Oft war die Nutzungsintensität zuletzt auch sehr gering und beschränkte sich auf die Entnahme abgestorbener Bäume.

Fünf Flächen waren Ende des 18. Jahrhunderts noch Offenland; die drei nördlich von Hannover gelegenen Heide, die beiden übrigen Ackerland (Tab. 1). Alle wurden im 19. Jahrhundert aufgeforstet. Die Aufforstung folgte auf die Verkoppelungen in den jeweiligen Gemeinden, die eine grundsätzliche Neuaufteilung der Feldmarken ermöglichte. Bei den beiden vormaligen Heideflächen erfolgte sie mit Nadelholz, und erst nachfolgende Ereignisse (kleinflächiger Sandabbau bzw. ein Kahlschlag nach dem 2. Weltkrieg) hatten die vermutlich spontane Entstehung vorwaldartiger, Birken-reicher Laubwälder zur Folge. Zumindest Fläche 9 war eine Eichen-Aufforstung, die ehemals wie die historisch alten Niederwälder genutzt wurde; eine klare Zuordnung der extensiven bäuerlichen Nutzung von Fläche 11 ist nicht möglich.

3.2 Vegetation zum Zeitpunkt der Erstaufnahme (1990/1991)

Alle 14 Flächen (s. Tab. 2) gehörten pflanzensoziologisch zum (sub-)atlantischen Birken-Eichenwald (*Betulo pendulae-Quercetum roboris* Tüxen 1937 nom. inv.) innerhalb der bodensauren Eichen-Mischwälder (*Quercion roboris* Malc. 1929). Die Baumschicht dominierten Stiel-Eichen (*Quercus robur*); Hänge-Birken (*Betula pendula*) waren fast überall und Trauben-Eichen (*Quercus petraea*) ab und zu beigemischt. Häufige charakteristische Arten des *Betulo-Quercetum* waren Wald-Geißblatt (*Lonicera periclymenum*), Weiches Honiggras (*Holcus mollis*), Europäischer Siebenstern (*Trientalis europaea*) und Harzer Labkraut (*Galium saxatile*); dazu kamen typische Arten des *Quercion roboris* wie Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*) und Schaf-Schwingel (*Festuca ovina*).



Abb. 1: Veränderung der Waldstruktur und Vegetation eines ehemaligen Niederwaldes am Beispiel einer Probefläche eines Birken-Eichenwaldes (*Betulo-Quercetum*) in einem Feldgehölz in der Gemeinde Edemissen, Landkreis Peine (Fläche 7 in Tab. 2). Links: mehrstämmige Stockausschläge und eine u.a. von Gräsern und Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*) bestimmte Bodenvegetation im Jahr 1990. Rechts: Zustand im Jahr 2015: Mehrstämmige Eichen sind nicht mehr vorhanden, in der Bodenvegetation treten Farne (*Dryopteris* spp.) und Wald-Sauerklee (*Oxalis acetosella*) als Arten mesophiler Wälder hervor.



Abb. 2: Eine Eiche im Bestand von Abb. 1, an der bei einer Durchforstung im Jahr 1995/96 alle Seitenstämme des Stockausschlags entfernt wurden.

Innerhalb des *Betulo-Quercetum* gehörten die meisten Bestände (Aufn. 1-10) zur *Lonicera perichlymenum*-E-Variante etwas reicherer Standorte bei HEINKEN (1995), was durch das reichliche Vorkommen von Wald-Geißblatt, Faulbaum (*Frangula alnus*), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*), Farnen (*Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*), Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.) und Zweiblättrigem Schattenblümchen (*Maianthemum bifolium*) angezeigt wurde. Die übrigen Bestände (Aufn. 11-14) waren der *Lonicera perichlymenum-Stellaria holostea*-E-Variante der nährstoffreichsten Standorte zuzuordnen, u.a. mit Echte Sternmiere (*Stellaria holostea*), Wald-Sauerklee (*Oxalis acetosella*), Maiglöckchen (*Convallaria majalis*) und Vielblütiger Weißwurz (*Polygonatum multiflorum*). Die in der Lüneburger Heide vorherrschende Trennartenlose-E-Variante des *Betulo-Quercetum* ärmster Sandstandorte kam im UG nicht vor. Eine arealgeographische Besonderheit für das niedersächsische Tiefland ist das

relativ regelmäßige Vorkommen des vornehmlich südwestlich verbreiteten Salbei-Gamanders (*Teucrium scorodonia*) (s. HÄRDTLE ET AL. 1997, www.floraweb.de).

3.3 Veränderungen der Artenzahl und –zusammensetzung bis 2015

Während bei der Erstaufnahme insgesamt 114 Pflanzenarten (davon 21 Moose) festgestellt wurden, waren es bei der Wiederholungsaufnahme 120 (davon 13 Moose). Ebenso gab es einen leichten Anstieg der mittleren Gefäßpflanzen-Artenzahl pro Fläche von ca. 26 auf 28,5 und eine leichte Abnahme der mittleren Moosartenzahl von ca. 5,5 auf 4. Eine signifikante Veränderung der α -Diversität zwischen 1990 und 2015 war aber nicht festzustellen (gepaarter t-Test, $p = 0,134$ bzw. $0,604$).

Im Jahr 2015 waren alle Aufnahmeflächen noch als Birken-Eichenwald (*Betulo-Quercetum roboris*) anzusprechen; bei vielen Pflanzenarten gab es jedoch signifikante Änderungen ihrer Häufigkeit. Diese betrafen häufig die Artmächtigkeiten (Deckung), oft aber auch die Stetigkeiten (Frequenzen) oder beides (s. Tabelle 2). Dabei standen 11 Verliererarten 14 Gewinnerarten gegenüber.

In der Baumschicht fällt die Abnahme von *Betula pendula* auf; aus der Strauchschicht war *Quercus robur* weitgehend verschwunden. Demgegenüber haben sich dort Schatthölzer wie die neophytische Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) und die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) stark ausgebreitet. Die schon 1990 häufigen *Frangula alnus* und *Sorbus aucuparia* nahmen im Deckungsgrad stark zu. Zusammengenommen hatte dies eine signifikant höhere mittlere Deckung der Strauchschicht zur Folge (24 % gegenüber 10 %, Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p=0,020$).

Unter den Verlierern der Krautschicht fallen mit *Festuca ovina*, *Galium saxatile*, *Holcus mollis*, *Melampyrum pratense* und *Trientalis europaea* charakteristische Elemente der Birken-Eichenwälder auf; die beiden ersten Arten sind dabei fast vollständig aus den Flächen verschwunden. Auch weitere Arten bodensaurer Wälder (*Quercetalia roboris* Tx. 1931) gingen im Deckungsgrad zurück (*Deschampsia flexuosa*) oder verschwanden weitgehend, wie das Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*) und die Moose *Dicranella heteromalla* und *Plagiothecium curvifolium*. Zugenommen haben dagegen weit verbreitete Stickstoffzeiger wie *Rubus fruticosus* agg. und das Moos *Brachythecium rutabulum* sowie schattentolerante Arten wie die Farne *Dryopteris carthusiana* und *D. dilatata*, *Maianthemum bifolium* und besonders das neophytische Kleinblütige Springkraut (*Impatiens parviflora*). Außerdem wurden auch mesophile Waldarten, meist Klassenkennarten der *Querco-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieg. 1937, häufiger. Neben *Fagus sylvatica*-Jungwuchs sind dies das 1990 noch weitgehend fehlende Efeu (*Hedera helix*) sowie Wald-Flattergras (*Milium effusum*) und *Oxalis acetosella*. Als Folge davon müssen im Jahr 2015 nach den Kriterien in HEINKEN (1995) nun die meisten (10 statt 4) der 14 Aufnahmeflächen der zu mesophilen Wäldern des *Stellario-Carpinetum* Oberd. 1957 bzw. des *Gallio-Fagetum* Sougnez et Thill 1959 überleitenden *Stellaria-Lonicera*-E-Variante des *Betulo-Quercetum* zugeordnet werden.

Mit diesen Verschiebungen ging die Zunahme der mittleren Zahl von obligaten Waldarten (Gruppen 1.1 und 1.2 nach SCHMIDT et al. 2011) von ca. 7 auf 10,5 einher (gepaarter t-Test, $p=0,005$). Demgegenüber nahm die Zahl der auch im Offenland vorkommenden Arten – hier häufig Magerrasen und Heiden – (Gruppen 2.1 und 2.2) von ca. 17,5 auf 10,5 ab (gepaarter t-Test, $p=0,031$). Signifikant zugenommen hat auch die mittlere Zahl der Neophyten und regional

nicht heimischen Arten wie *Ceratocarpus claviculata*, *Sambucus racemosa* und *Taxus baccata* von ca. 1 auf 2,5 (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p=0,001$).

3.4 Veränderung der Zeigerwerte nach Ellenberg

Die Verschiebungen im Arteninventar spiegeln sich in signifikanten Änderungen aller untersuchten mittleren Ellenberg-Zeigerwerte wider (Abb. 3): Die Lichtzahl hat deutlich abgenommen ($p<0,001$). Die Vegetation auf den rezenten Flächen war damit schattentoleranter als auf den zugehörigen historischen Flächen, bzw. 2015 kamen weniger Lichtpflanzen und mehr Schattenpflanzen vor. Auch wenn die Änderung der Feuchtezahl vergleichsweise gering war, ist sie ökologisch aussagekräftig ($p=0,004$), denn in 13 der 14 Flächen konnte eine Zunahme verzeichnet werden. Bei den Reaktionszahlen war eine deutliche Zunahme zu verzeichnen ($p<0,001$). Unter den 2015 vorhandenen Arten waren also mehr Basenzeiger und weniger Säurezeiger vorhanden, was auf eine abnehmende Bodenazidität hindeuten könnte. Die stärkste Zunahme von fast einer Einheit konnte bei den mittleren Nährstoff- bzw. Stickstoffzahlen festgestellt werden ($p<0,001$).

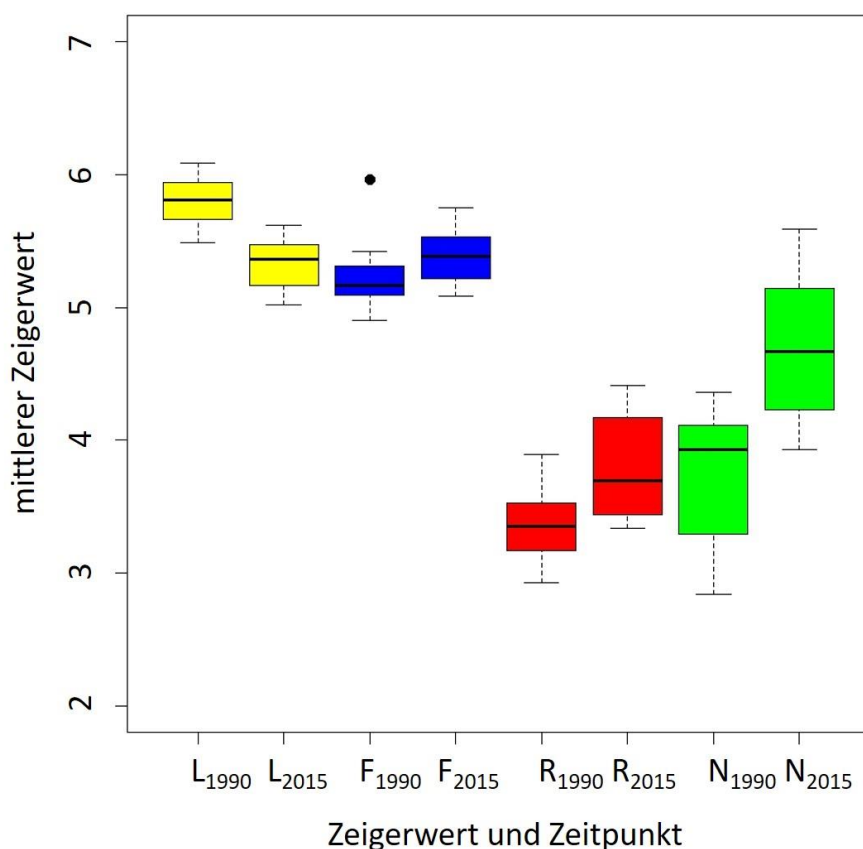


Abb. 3: Zusammenfassende Darstellung der mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2001) von 14 Birken-Eichenwäldern im Flachland südlich des Allertals als Vergleich zwischen 1990 und 2015 aufgenommenen Daten im Boxplot. L: Lichtzahl, F: Feuchtezahl, R: Reaktionszahl, N: Stickstoff- bzw. Nährstoffzahl. Alle Änderungen sind signifikant (gepaarter t-Test, s. Abschnitt 3.4)

4 Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass in den Birken-Eichenwäldern der Geestplatten südlich des Aller-Urstromtals nach nur 25 Jahren zwar die Grundstruktur der Waldvegetation noch vorhanden ist, aber dennoch tiefgreifende Veränderungen von Nutzung und Vegetation stattgefunden haben. Die Ergebnisse bestätigen dabei Befunde aus anderen Gebieten bzw. geben generelle Trends der Vegetationsveränderung vieler mitteleuropäischer Wäldern wieder.

4.1 Nutzungswandel

Nieder- und Mittelwaldwirtschaft waren ehemals in Mitteleuropa weit verbreitet. Schwerpunkte der Niederwaldwirtschaft in Deutschland waren u.a. das Süderbergland (westliches Sauerland, Siegerland, Bergisches Land), das Nahe- und Moselgebiet und das Untere Weserbergland (Teutoburger Wald und Wiehengebirge), wo es noch in den 1930er Jahren große Flächenanteile gab (HESMER 1937). Heute machen sie weniger als 2% der Waldfläche aus (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Eichen-Niederwälder – häufig als „Stühbusch“ oder „Kratt“ bezeichnet – waren auch auf bodensauren Sandstandorten des nordwestdeutschen Tieflandes nicht selten (HESMER 1937, KRAUSE & SCHRÖDER 1979, HEINKEN 1995, HÄRDTE 1995), und manche Bestände, etwa im Emsland und an der Nordseeküste bei Cuxhaven, wurden als Naturschutzgebiete ausgewiesen. Bei der Erstuntersuchung 1995 erwies sich der östliche Teil des UGs als ein Verbreitungszentrum bodensaurer Eichen-Niederwälder im niedersächsischen Tiefland. Die meisten Bestände waren bereits damals nicht mehr als solche genutzt. Die Aufgabe der Niederwaldwirtschaft hat sich seitdem rasch fortgesetzt, so dass nur 25 Jahre später die ehemals weite Verbreitung von bäuerlichen Niederwäldern im Gelände kaum noch erkennbar ist. Nun weitgehend in Hochwälder überführt, werden alle Bestände aber weiterhin als Eichenwälder bewirtschaftet. Die insbesondere im Vergleich zu der Zeit nach dem zweiten Weltkrieg geringere Nutzung ist eine Ursache für Sukzessionsprozesse, die nicht ohne Auswirkung auf die Pflanzenartenzusammensetzung der Wälder bleiben können.

4.2 Veränderungen der Vegetation

In der Vegetation ist zunächst ein Rückgang lichtliebender Arten in der Baum- und Krautschicht bei gleichzeitiger Zunahme von Schatthölzern bzw. Sträuchern festzustellen, ein in mitteleuropäischen Laubwäldern nicht nur in ehemaligen Niederwäldern (KOPECKÝ et al. 2013, VOJÍK & BOUBLÍK 2018), sondern weit verbreitetes Phänomen (VERHEYEN et al. 2012, NAAF & KOLK 2016, DITTMANN et al. 2018). Dieser Rückgang bestätigt die erste Hypothese, dass infolge der sukzessiven Aufgabe der historischen Niederwaldwirtschaft, die sich insbesondere im Ausbleiben von Kahlschlägen, geringerer Holzentnahme oder sogar Nutzungsverzicht äußert, ein Bestandeschluss stattgefunden hat. In der Gehölzschicht äußert sich dies in der Abnahme von *Betula pendula*, denn Birken als kurzlebige Pioniergehölze siedeln sich ausschließlich auf offenen Standorten an (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Sie wurden durch Lichtphasen gefördert, wie sie nur in der Niederwaldwirtschaft stattfanden, oder bildeten Vorwälder auf vorherigen Offenflächen (HEINKEN 1995). Der Bestandeschluss fand hauptsächlich in der Strauchschicht statt. *Frangula alnus* und *Sorbus aucuparia* dürften in der Vergangenheit deutlich stärker entnommen worden sein, was ihre Zunahme erklärt; *Prunus serotina* ist offenbar in einem aktiven Ausbreitungsprozess (s.u.). Die

Ausbreitung des Schattholzes *Fagus sylvatica* (vgl. REINECKE et al. 2011, VERHEYEN et al. 2012, VOJÍK & BOUBLÍK 2018) kann als erstes Zeichen einer Sukzession hin zu potentiell-natürlichen Buchenwäldern gedeutet werden.

Die dichtere Strauchschicht dürfte wesentlich zum Rückgang lichtbedürftiger Arten am Waldboden beigetragen haben (vgl. DITTMANN et al. 2018). Darüber hinaus hat Nieder- und Mittelwaldwirtschaft eine strukturelle und mikroklimatische Vielfalt in Raum und Zeit für den Unterwuchs zur Folge (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, MÖLDER et al. 2014, MÜLLEROVÁ et al. 2015), die bereits 1990 nicht mehr vorhanden war. Geeignete Habitate für an lichte, durch die Niederwaldwirtschaft geförderte Pflanzenarten der Bodenvegetation gingen im Laufe der Nutzungsänderungen verloren. Dies betraf im UG insbesondere auch im Offenland vorkommende Licht- und/oder Magerkeitszeiger wie *Agrostis capillaris*, *Festuca ovina* und *Melampyrum pratense* (z.B. HÉDL et al. 2010, SCHMIDT 2010, REINECKE et al. 2014, DITTMANN et al. 2018). Diese lichtliebende Artengruppe umfasst zugleich die charakteristischen Arten der Birken-Eichenwälder. Insgesamt hat das Lichtklima auf nährstofflimitierten, bodensauren Standorten wie den untersuchten Wäldern einen größeren Einfluss auf die Zusammensetzung und Diversität der Waldbodenvegetation als auf nährstoff- und basenreichen Standorten (HÄRDTLE et al. 2003).

Ein weiterer Effekt der stärkeren Beschattung des Waldbodens ist die Zunahme der mittleren Feuchtezahl, die auf den durchweg grundwasserfernen Standorten nicht durch Änderungen von Wasserständen erklärt werden kann: Höhere Temperaturen seit der Erstaufnahme würden durch höhere Evapotranspiration eher einen gegenläufigen Trend erwarten lassen. Die Erhöhung der Feuchtezahl nach Aufgabe historischer Waldnutzungsformen ist v.a. für wärmeliebende Laubmischwälder (HEINRICHS et al. 2014, HEINRICHS & SCHMIDT 2017, VOJÍK & BOUBLÍK 2018), aber auch für bodensaure Kiefernwälder armer Sandstandorte (DITTMANN et al. 2018) beschrieben worden.

Die zweite Hypothese, dass Stickstoffeinträge aus der Luft und die Regeneration der Standorte nach Aufgabe der ehemaligen Nutzungen auf den relativ nährstoffarmen Standorten zur Zunahme von stickstoffliebenden Pflanzen sowie mesophilen Waldarten führte, konnte ebenfalls bestätigt werden. Die mittleren Nährstoffzeigerwerte erhöhten sich deutlich; auch gab es unter den Gewinnerarten einige Stickstoffzeiger wie *Rubus fruticosus* agg., *Impatiens parviflora* und *Brachythecium*-Arten. In zahlreichen anderen Studien ist eine solche Eutrophierung festgestellt worden (z. B. NAAF & WULF 2011, VERHEYEN et al. 2012, NAAF & KOLK 2016, DITTMANN et al. 2018, VOJÍK & BOUBLÍK 2018). Sie ist oft mit einer Zunahme mittlerer Reaktionszahlen verbunden (z. B. VAN CALSTER et al. 2007, REINECKE et al. 2014, DITTMANN et al. 2018), was auf der in Wäldern vielfach engen Korrelation von mittlerer N- und R-Zahl (SEIDLING & FISCHER 2008, VERHEYEN et al. 2012) beruhen dürfte (Kalkungsmaßnahmen wurden nicht durchgeführt). Leider konnten 2015 die pH-Messungen nicht wiederholt werden, so dass nicht bekannt ist, ob die pH-Werte tatsächlich angestiegen sind.

Neben Stickstoffzeigern sind in der Gruppe der Gewinner schattenverträgliche, mesophile Waldarten wie *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*, *Maianthemum bifolium*, *Milium effusum* und *Oxalis acetosella* enthalten (vgl. VERHEYEN et al. 2012, REINECKE et al. 2011, 2014, KÜHN & HEINKEN 2017, DITTMANN et al. 2018). Das weit verbreitete Phänomen der Zunahme der immergrünen, ozeanisch verbreiteten *Hedera helix* ist dabei vermutlich auch durch mildere Winter gefördert worden (HEINRICHS et al. 2012, NAAF & WULF 2011). Eine Ausbreitung mesophiler Waldarten und da-

mit eine „Mesophilisierung“ von Wäldern als Ergebnis von Kronenschluss und Gehölzsukzession ist vor allem von thermophilen Wäldern beschrieben worden (HÉDL et al. 2010, HEINRICHS et al. 2014, HEINRICHS & SCHMIDT 2017), zuletzt aber auch auf bodensauren Standorten (KÜHN & HEINKEN 2017, DITTMANN et al. 2018). Dort ist sie außerdem durch Humusakkumulation bei der Regeneration ehemals z.B. durch Streunutzung degradierter Waldböden zu erklären (s. REINECKE et al. 2011, 2014).

Schließlich haben die beiden nach WAGNER et al. (2017) häufigsten Neophyten in europäischen Wäldern, *Impatiens parviflora* und *Prunus serotina*, deutlich zugenommen. Dieser Trend ist ebenfalls in verschiedenen Regionen und Waldgesellschaften bestätigt (z.B. REINECKE et al. 2011, DITTMANN et al. 2018, VOJÍK & BOUBLÍK 2018). Die auch aktuell noch geringe Anzahl von nicht heimischen Arten spiegelt einerseits die gegenüber verschiedenen Offenlebensräumen geringere Bedeutung von gebietsfremden Arten in Wäldern wider (BERG et al. 2017, WAGNER et al. 2017), zeigt aber auch, dass die Ausbreitung selbst bei den häufigsten unter ihnen nicht abgeschlossen ist (vgl. TOPP et al. 2018). Die früher forstlich kultivierte *Prunus serotina* gilt heute als invasive Art (NEHRING et al. 2013) und kann auf Sandböden waldbauliche Probleme bereiten (PETERSEN 2015). Im Edesbütteler Holz wurde sie nach Auskunft des Revierförsters bereits bekämpft – offenbar ohne durchschlagenden Erfolg. Da die für den geringeren Lichtgenuss der Krautschicht verantwortliche dichtere Strauchschicht zu einem nicht unerheblichen Teil auf die Zunahme der stark schattenden *Prunus serotina* zurückgeht, kann die Art als wichtiger Treiber für die Transformation in Richtung einer schattentoleranteren Bodenvegetation angesehen werden.

4.3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Durch meine Studie konnte ich exemplarisch zeigen, dass über die Wiederholung gut relokalisierbarer historischer Vegetationsaufnahmen weit reichende Aussagen über Standorts- und Vegetationsveränderungen möglich sind. Trotz begrenzter Stichprobenzahl war eine sehr präzise Aussage möglich, da Effekte von Bearbeiterunterschieden zwischen Erst- und Zweiaufnahme (z.B. VERHEYEN et al. 2018) nicht bestanden und durch die persönliche Erinnerung auch Unsicherheiten in der Relokalisierung minimiert werden konnten.

Wenn auch 2015 alle untersuchten Bestände noch der gleichen Pflanzengesellschaft wie 1990/91 angehören, sind die festgestellten Veränderungen für die relativ kurze Zeitspanne zwischen Erst- und Wiederholungsaufnahme (schon 1990 hatten Jahrzehnte lange Stickstoffeinträge stattgefunden) ausgeprägt: Alle auf der Basis von bisherigen Studien, die meist Zeiträume von 40-60 Jahren analysierten, zu erwartenden Vegetationsveränderungen durch Stickstoffeinträge und Nutzungsänderungen konnten im UG im Verlauf von nur 25 Jahren nachgewiesen werden. Dies hängt sicher damit zusammen, dass sie sich auf bodensauren, nährstoffarmen und lichten Standorten stärker manifestieren als in schattigen Laubwäldern basen- und nährstoffreicher Standorte (z. B. NAAF & KOLK 2016, DITTMANN et al. 2018, VOJÍK & BOUBLÍK 2018). Es gibt aber auch einen Hinweis darauf, dass die neueren Vegetationsveränderungen in mitteleuropäischen Wäldern keinesfalls abgeschlossen sind.

Die Befunde zeigen eindrucksvoll, wie stark die frühere Waldbewirtschaftung zur Ausbildung der rezenten Vegetation beigetragen hat. Sie führte zur Auflichtung der Bestände, unterdrückte viele der von der jetzigen Umwelt- und Bewirtschaftungssituation profitierenden Arten und förderte

lichtbedürftige Pflanzenarten nährstoffarmer Standorte, die nun mehr und mehr zurückgehen. Die Veränderungen der Artenzusammensetzung führten bei sechs der 14 Flächen dazu, dass sie einem andernorts schon bei der Erstaufnahme existierenden, reicheren Untertyp des *Betulo-Quercetum* angehören als 1990/91. Langfristig muss durch weitere Kronenschluss in der Baum- und Strauchschicht und den fortgesetzten Eintrag von Stickstoffverbindungen auf vielen Flächen mit dem Verlust der Charakteristika von Birken-Eichenwäldern des *Betulo-Quercetum* gerechnet werden; manche Bestände dürften sich in Richtung auf ärmere Ausprägungen von Eichen-Hainbuchenwäldern (*Stellario-Carpinetum*) bzw. Buchenwäldern (*Galio-Fagetum*) entwickeln. Wenn die Bestände auch insgesamt eher artenreicher wurden, ist zu beachten, dass spezialisierte, oft seltenere Arten zurück gegangen sind, während sich nitrophile Generalisten ausgebreitet haben und sich zukünftig auf Kosten der lichtliebenden Spezialisten voraussichtlich weiter ausbreiten werden.

Bei der Bewertung der geschilderten Entwicklung ist zu berücksichtigen, dass diese keine natürliche Sukzession hin zu „ursprünglichen“ bzw. grundsätzlich naturnäheren Wäldern ist, sondern die Vegetationsentwicklung unter den Bedingungen der anhaltenden anthropogenen Stickstoffeinträge stattfindet. Die untersuchten Birken-Eichenwälder stellen in hohem Maße interessante und auch naturschutzfachlich wertvolle kulturgeschichtliche Relikte dar.

Soll der durch die jahrhundertelange Waldnutzung entstandene Zustand auch nur annähernd erhalten werden, müsste Niederwaldwirtschaft auf Teilflächen reaktiviert und der Wald sukzessive auf Teilflächen geöffnet werden (s. KOPECKÝ et al. 2013, KÜHN & HEINKEN 2017). Ein Kompromiss ist sicher die jetzt fast überall praktizierte, eher extensive Eichen-Bewirtschaftung. Besondere Bedeutung kommt auch der Gestaltung von nährstoffarmen Waldrändern und entsprechenden Rändern größerer Waldwege zu, wo viele der lichtliebenden Arten aktuell noch vorkommen. Dabei ist aber zu bedenken, dass eine Auflichtung der Bestände ungewünschte konkurrenzstarke Stickstoffzeiger wie Brombeeren fördern kann. So vermuten VERHEYEN et al. (2012), dass der in den Laubwaldökosystemen akkumulierte, bisher jedoch aufgrund von Bestandeschluss kaum in der Bodenvegetation erkennbare Stickstoff als „Zeitbombe“ evident werden könnte, sobald das Kronendach wieder stärker geöffnet wird. Auch die Expansion von Neophyten wird durch ein geschlossenes Kronendach behindert (KOPECKÝ et al. 2013), sodass die weitere Zunahme beispielsweise der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) ohne begleitende Maßnahmen bei Auflichtung der Bestände gefördert würde.

5. Danksagung

Dr. Jörg Müller (Potsdam) unterstützte mich bei der Bestimmung der Moose, Dr. Daniel Lauterbach (Potsdam) bei den statistischen Analysen und Dr. Marcus Schmidt (Göttingen) gab wichtige Hinweise für die Überarbeitung des Manuskripts. Für Auskünfte zur Nutzungsgeschichte der untersuchten Wälder danke ich Dr. Jörg Baumgarte (Wedemark), Horst Berner (Meinersen), P. Fliegert (Hillerse), Frank Gärtner (Veltheim), Jochen Gese (Calberlah), Ralf Glüsing (Dallendorf), Hans-Jürgen Giere (Abbensen), Heinz-Jürgen Heuer (Abbensen), Cord Knibbe (Bissendorf), Karen Kolp (Mellendorf), Jörg Hagemann (Kolshorn), Ulrich Kemmer (Edemissen), Ulrich Plack (Leiferde), Heinrich Rautmann (Harvesse), Eckart Sievert (Bestenbostel), Mathias Wickenhäuser (Leiferde), Wolfgang Wöhler (Scherenbostel) und dem Realverband Calberlah.

6. Literatur

- BERG, C., DRESCHER, A., ESSL, F. (2017): Using relevé-based metrics to explain invasion patterns of alien trees in temperate forests. – *Tuexenia* 37: 127–142.
- BOBBINK, R., HORNING, M., ROELOFS, J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – *J. Ecol.* 86: 717–738.
- BOBBINK, R., HICKS, K., GALLOWAY, J., SPRANGER, T., ALKEMADE, R., ASHMORE, M., BUSTAMANTE, M., CINDERBY, S., DAVIDSON, E., DENTENER, F., EMMETT, B., ERISMAN, J., FENN, M., GILLIAM, F., NORDIN, A., PARDO, L. & DE VRIES, W. (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. – *Ecol. Appl.* 20: 30–59.
- BUILTJES, P., HENDRIKS, E., KOENEN, M., SCHAAP, M., BANZHAF, S., KERSCHBAUMER, A., GAUGER, T., NAGEL, H., SCHEUSCHNER, T. & SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Umweltbundesamt 38/2011 und Anhang 11, 42/2011, Dessau-Roßlau.
- DIERSCHKE, H. 1994: Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart. 683 S.
- DITTMANN, T., HEINKEN, T. & SCHMIDT, M. (2018): Die Wälder von Magdeburgerforth (Fläming, Sachsen-Anhalt) – eine Wiederholungsuntersuchung nach sechs Jahrzehnten. – *Tuexenia* 38: 11–42.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 1095 pp.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – *Scripta Geobot.* 18: 1–262.
- ESSL, F., MILASOWSKY, N., DIRNBÖCK, T. (2012): Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon? – *Basic Appl. Ecology* 12: 1–9.
- EWALD, J., HENNEKENS, S., CONRAD, S., WOHLGEMUTH, T., JANSEN, F., JENSSEN, M., CORNELIS, J., MICHIELS, H.-G., KAYSER, J., CHYTRÝ, M., GÉGOUT, J.C., BREUER, M., ABS, C., WALENTOWSKI, H., STARLINGER, F. & GODEFROID, S. (2013): Spatial and temporal patterns of Ellenberg nutrient values in forests of Germany and adjacent regions - a survey based on phytosociological databases. – *Tuexenia*: 33: 93 – 109.
- HÄRDTLE, W., HEINKEN, T., PALLAS, J., WELB, W. (1997): *Quercio-Fagetea* (H5). Sommergrüne Laubwälder Teil 1: *Quercion roboris*. Bodensaure Eichenmischwälder. – *Synop. Pflanzenges. Deutschlands* 2: 1–51.
- HÄRDTLE, W. (1995): Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (*Quercio-Fagetea*) im nördlichen Schleswig-Holstein. – *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hamburg* 48: 1–441.
- HÄRDTLE, W., VON OHEIMB, G. & WESTPHAL, C. (2003): The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). – *For. Ecol. Manage.* 182, 327–338.
- HÉDL, R., KOPECKÝ, M., KOMÁREK, J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. – *Divers. Distrib.* 16: 267–276.

- HEINRICHS, S. & SCHMIDT, W. (2017): Flora und Vegetation der Lengder Burg im Göttinger Wald – Ein Hotspot der Phytodiversität und seine Veränderungen seit 1950. – *Tuexenia* 37: 95–125.
- HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2012): Vegetation dynamics of beech forests on limestone in central Germany over half a century – effects of climate change, forest management, eutrophication or game browsing? – *Biodiv. Ecol.* 4: 49–62.
- HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2014): 50 Jahre Konstanz und Dynamik im Seggen-Hangbuchenwald (Carici-Fagetum) – Ein Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen aus dem Göttinger Wald. – *Tuexenia* 34: 9–38.
- HESMER, H. (1937): Die heutige Bewaldung Deutschlands. – Paul Parey. Berlin. 52 pp.
- KAPFER, J., HÉDL, R., JURASINSKI, G., KOPECKÝ, M., SCHEI, F.H., GRYNES, J.-A. (2017): Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. – *Appl. Veg. Sci.* 20: 164–170.
- KRAUSE, A. & SCHRÖDER, L. (1979): Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000. Potentielle Vegetation Blatt CC 3118 Hamburg-West. Schriftenr. Vegetationskd. 14: 1–138.
- KOPECKÝ, M., HÉDL, R. & SZABÓ, P. (2013): Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. – *J Appl Ecol.* 50:79–87.
- KÜHN, S.L. & HEINKEN, T. (2017): Vegetationsveränderungen im NSG Bredower Forst im Verlauf von 50 Jahren – Analyse anhand historischer Vegetationsaufnahmen. *Natursch. Landschaftpfl. Brandenbg.* 26 (4): 24–36.
- MÖLDER, A., STREIT, M. & SCHMIDT, W. (2014): When beech strikes back: How strict nature conservation reduces herb-layer diversity and productivity in Central European deciduous forests. – *For. Ecol. Manage.* 319: 51–61.
- MÜLLER, T. (1962): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 87 Braunschweig. Geographische Landesaufnahme 1:2 000 000. – Bad Godesberg, 38 pp.
- MÜLLEROVÁ, J., HÉDL, R. & SZABÓ, P. (2015). Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. – *For. Ecol. Manage.* 343, 88–100.
- NAAF, T. & KOLK, J. (2016): Initial site conditions and interactions between multiple drivers determine herb-layer changes over five decades in temperate forests. – *For. Ecol. Manage.* 366: 153–165.
- NAAF, T. & WULF, M. (2011): Traits of winner and loser species indicate drivers of herb layer changes over two decades in forests of NW Germany. – *J. Veg. Sci.* 22: 516–527.
- NEHRING, S., KOWARIK, I. & RABITSCH, W. (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Pflanzen. – *BfN-Skripten* 352: 1–204.
- PETERSEN, R. (2015): Waldbaulicher Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche. – *AFZ-Der Wald* 4/2015: 18–21.
- R CORE TEAM (2016): R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Wien, Österreich. – URL: <http://www.R-project.org>.

- REINECKE, J., KLEMM, G. & HEINKEN, T. (2011): Veränderung der Vegetation nährstoffarmer Kiefernwälder im nördlichen Spreewald-Randgebiet zwischen 1965 und 2010. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenbg. 144: 63-97.
- REINECKE, J., KLEMM, G. & HEINKEN, T. (2014): Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. – J. Veg. Sci. 25: 113-121.
- SCHMIDT, M. (2010): Vom Hutewald zum „Urwald“ -Veränderungen von Flora und Vegetation im Naturschutzgebiet „Urwald Sababurg“ (Reinhardswald) über 100 Jahre. – Forstarchiv 81: 53-60.
- SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U. & EWALD, J. (2011) (Red.): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. – BfN-Skripten 299: 1-111.
- SEIDLING, W. & FISCHER, R. 2008: Deviances from expected Ellenberg indicator values for nitrogen are related to N throughfall deposition in forests. – Ecol. Indicators 8: 639-646.
- TOPP, L., GUICKING, D. & SCHMIDT, M. (2018): Vegetations- und Florenentwicklung im Naturschutzgebiet Urwald Sababurg über hundert Jahre (1914-2016). – Jahrb. Natursch. Hessen 17: 149-155.
- VAN CALSTER, H., BAETEN, L., DE SCHRIJVER, A., DE KEERSMAEKER, L., ROGISTER, J. E., VERHEYEN, K. & HERMY, M. 2007: Management driven changes (1967-2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. – For. Ecol. Manage. 241: 258-271
- VAN DER MAAREL, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects community similarity. – Vegetatio 39: 97-114.
- VERHEYEN K., BAŽÁNY M., CHEČKO E., CHUDOMELOVÁ M., CLOSSET-KOPP D., CZORTYK P., DECOCQ G., DE FRENNE P., DE KEERSMAEKER L., ENRÍQUEZ GARCÍA C., FABŠIČOVÁ M., GRYTNES J.A., HEDEROVÁ L., HÉDL R., HEINKEN T., HØISTAD SCHEI F., HORVÁTH S., JAROSZEWICZ B., JERMAKOWICZ E., KLINEROVÁ T., KOLK J., KOPECKÝ M., KURAS I., LENOIR J., MACEK M., MÁLIŠ F., MARTINESSEN T.C., NAAF T., PAPP L., PAPP-SZAKÁLY Á., PECH P., PETŘÍK P., PRACH J., RECZYŃSKA K., SÆTERSDAL M., SPICHER F., STANDOVÁR T., ŚWIERKOSZ K., SZCZĘŚNIAK E., TÓTH Z., UJHÁZY K., UJHÁZYOVÁ M., VANGANSBEKE P., VILD O., WOLKOWYCKI D., WULF M. & BAETEN L. (2018). Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. – J. Veg. Sci. 29: 812-823.
- VERHEYEN, K., BAETEN, L., DE FRENNE, P., BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., BRUNET, J., CORNELIS, J., DECOCQ, G., DIERSCHKE, H., ERIKSSON, O., HÉDL, R., HEINKEN, T., HERMY, M., HOMMEL, P., KIRBY, K., NAAF, T., PETERKEN, G., PETŘÍK, P., PFADENHAUER, J., VAN CALSTER, H., WALTHER, G.-R., WULF, M. & VERSTRAETEN, G. (2012): Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests: Drivers of change in forest understorey vegetation. J. Ecol. 100: 352-365.
- VOJÍK, M. & BOUBLÍK, K. (2018): Fear of the dark: decline in plant diversity and invasion of alien species due to increased tree canopy density and eutrophication in lowland woodlands. – Plant Ecol. 219: 749–758.

- WAGNER, V., CHYTRÝ, M., JIMÉNEZ-ALFARO, B. et al. (2017): Alien plant invasions in European woodlands. – *Diversity Distrib.* 23: 969-981.
- WULF, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historisch alter Wälder". – *NNA-Ber.* 7 (3): 3-14.
- ZERBE, S. (2007): Neophyten in mitteleuropäischen Wäldern - Eine ökologische und naturschutzfachliche Zwischenbilanz. – *Natursch. Landschaftspl.* 39: 361-368.

Autor:

PD Dr. Thilo Heinken,

Lehrereinheit Allgemeine Botanik, Institut für Biochemie und Biologie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14471 Potsdam, E-Mail: heinken@uni-potsdam.de

Dieser Beitrag wird unter einer Creative Commons Lizenz (CC-BY-NC-ND 4.0) veröffentlicht.

Anhang folgende Seite:

Tab. 2: Vegetationstabelle der 14 wiederholten Vegetationsaufnahmen von Birken-Eichenwäldern (*Betulo-Quercetum roboris*) im Flachland südlich des Allertals mit den Aufnahmen von 1990/91 und 2015, geordnet nach den in HEINKEN (1995) für die Erstaufnahme ermittelten Untereinheiten. Die Kenn- und Trennarten der Syntaxa richten sich nach HÄRDITLE et al. (1997); A: Assoziation, V: Verband, O: Ordnung, K: Klasse, C: Charakterart, D: Differenzialart. Gewinner- und Verliererarten mit signifikanter Zu- bzw. Abnahme über den gesamten Datensatz sind rechts angegeben und der Zeitpunkt des häufigeren Vorkommens durch Fettdruck hervorgehoben. Frequenz (Zahl der Vorkommen): exakter Test nach Fischer, Deckung: Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test. ***: p-Wert < 0,001; **: p-Wert < 0,01; *: p-Wert < 0,05).

Außerdem mit geringer Stetigkeit:

Baumschicht: *Fagus sylvatica*: 1alt: 1, 1neu: 2; *Populus tremula*: 1alt: 2, 1neu: 1; *Quercus rubra*: 1neu: 1; *Robinia pseudoacacia*: 2alt: 2, 2neu: 2.

Strauchschicht: *Betula pendula*: 3alt: +; *Crataegus monogyna*: 9neu: r, 11neu: +; *Cytisus scoparius*: 2neu: +; *Hedera helix*: 10neu: +; *Prunus avium*: 11alt: r; 11neu: 1; *Prunus* sp.: 11neu: r; *Rhamnus carthatica*: 6neu: r; *Robinia pseudoacacia*: 2alt: 1, 2neu: +.

Kraut- und Moosschicht: *Acer pseudoplatanus*: 13neu: +; *Agrostis vinealis*: 2alt: 1; *Alliaria petiolata*: 9neu: +; *Arrhenatherum elatius*: 13alt: r; *Asparagus officinalis*: 12alt: r; *Athyrium filix-femina*: 7neu: +; *Betula pendula*: 6neu: r; *Bromus sterilis*: 9neu: r; *Campanula rotundifolia*: 7alt: r; *Circaea lutetiana*: 10neu: 1, 13neu: +; *Crataegus* cf. *laevigata*: 6neu: r; *Crataegus monogyna*: 11alt: r, 11neu: r; *Cytisus scoparius*: 2alt: r, 3alt: +; *Dicranum majus*: 4alt: r, 6alt: +; *Dicranum polysetum*: 3alt: +, 5alt: +; *Dryopteris filix-mas*: 4alt: r, 8neu: r; *Elytrigia repens*: 11neu: 1; *Euonymus europaeus*: 9neu: +; *Eurhynchium* sp.: 7alt: 1; *Fallopia dumetorum*: 14alt: 1, 14neu: 1; *Festuca filiformis*: 9alt: +; *Festuca filiformis*; *Festuca rubra*: 13alt: +; *Fraxinus excelsior*: 1neu: +, 13neu: +; *Hieracium laevigatum*: 4alt: 1; *Hieracium lachenalii*: 5alt: +, 11alt: +; *Holcus lanatus*: 11alt: +, 7neu: +; *Hypericum perforatum*: 2alt: +, 13alt: +; *Lapsana communis*: 9neu: +; *Leucobryum glaucum*: 7alt: +; *Lophocolea bidentata*: 6alt: r; *Luzula pilosa*: 4alt: 1, 4neu: r; *Lysimachia vulgaris*: 13alt: +; *Mycelis muralis*: 4alt: +, 7neu: 1; *Pinus sylvestris*: 5alt: r; *Plagiothecium denticulatum*: 6alt: r, 12alt: 1; *Pohlia nutans*: 8alt: r, 12alt: +; *Prunus* sp.: 5neu: +; *Prunus spinosa*: 7neu: r; *Quercus rubra*: 1neu: +; *Rhytidadelphus squarrosus*: 3alt: 1, 6alt: +; *Ribes rubrum*: 11neu: r, 14neu: +; *Robinia pseudoacacia*: 2alt: +; *Rumex acetosella*: 13alt: +; *Rumex sanguinea*: 8neu: +; *Sambucus racemosa*: 3neu: r; 10neu: +; *Scrophularia nodosa*: 12alt: r; *Sharpiella seligeri*: 1neu: +; *Stellaria aquatica*: 8neu: +; *Taxus baccata*: 4neu: r; *Vaccinium vitis-idaea*: 1alt: +, 3alt: 1; *Veronica officinalis*: 2alt: r.

Aufnahme-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	1-14	1-14	
Nr. in Heinken (1995), Tab. A5	53	89	59	66	61	64	58	54	85	91	97	92	104	102																	
Jahr der Aufnahme	1991	1990	1990	1990	1990	1990	1990	1990	1991	1991	1991	1991	1991	1991															1990	2015	
Datum der Aufnahme	05.07.	16.07.	16.07.	18.07.	18.07.	07.06.	18.07.	20.07.	02.07.	07.06.	05.06.	03.07.	07.06.	20.07.	03.06. 2015	03.06. 2015	03.06. 2015	03.06. 2015	04.06. 2015	04.06. 2015	03.06. 2015	02.06. 2015	02.06. 2015	02.06. 2015	02.06. 2015	04.06. 2015	04.06. 2015	03.06. 2015	04.06. 2015	02.06. 2015	
Flächengröße	600	900	625	600	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625	600	900	625	600	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625	
Koordinaten Nord [°]															9,71357	52,52471	52,57291	52,57214	52,40106	52,40331	52,35544	52,40395	52,44941	52,43033	52,41471	52,41082	52,35700	52,41437	52,45253		
Koordinaten Ost [°]															70	65	70	80	80	65	75	75	60	70	65	70	65	70	70		
m ü. NN	70	65	70	80	80	65	75	75	60	70	60	65	70	70	70	65	70	80	70	75	75	70	60	70	75	75	70	80	73,8	70,8	
Exposition [°]	div	315	div					180			270		div		div	315	div					180		270		div					
Inklination [°]	2	3	1					1			2		1		2	3	1					1		2		1					
Deckung Baumschicht [%]	70	65	55	80	80	80	80	80	75	65	80	70	70	80	65	60	65	80	70	75	70	60	70	75	75	70	80	73,8	70,8		
Deckung Strauschicht [%]	20	10	50	5	1	5	8	3	5	5	10	20	5	1	15	20	30	60	15	10	25	10	10	30	23	15	35	25	9,9	23,7	
Deckung Krautschicht [%]	60	85	70	50	60	40	60	60	70	60	60	60	65	80	75	80	55	15	55	45	60	70	80	40	60	60	55	75	63,1	57,7	
Deckung Moosschicht [%]	1	10	20	1	1	5	10	2	1	1	1	10	1	0	3	5	1	2	3	5	1	1	0	1	2	1	1	4,8	1,8		
Artenzahl Gefäßpflanzen	16	27	17	35	25	28	22	16	20	26	28	30	37	26	18	24	17	20	27	26	37	31	32	32	31	29	35	30	25,9	28,5	
Artenzahl Moose	7	3	11	6	8	12	10	7	1	3	3	8	1	0	5	3	2	6	6	8	9	1	2	0	5	6	2	4	5,6	4,2	
Baumschicht																												Stetigkeit	Frequenz	Deckung	
VC Betula pendula	2	3	4	1	2	1	2	2	1	2	.	2	2	2	2	2	3	.	.	2	2	+	1	.	2	2	2	13	10	0,0213 *	
DV Quercus robur	3	2	3	3	3	4	3	4	4	3	4	4	4	4	3	2	3	3	4	3	4	4	4	4	3	4	4	14	14		
DC Quercus petraea	.	.	.	3	3	1	2	.	.	.	2	3	2	1	2	.	.	.	3	1	.	.	5	6		
DV Betula pubescens	1	1	.	.	2	.	1	1	.	.	1	.	3	3		
Pinus sylvestris	.	1	1	1	2	1		
Prunus serotina	+	1	.	.	1	.	3			
Sorbus aucuparia	+	1	.	.	+	2	1		
Strauschicht																															
DV Quercus robur	2	1	.	+	r	+	2	+	.	+	1	2	1	.	.	+	1	.	.	1	.	1	.	11	4	0,0213 *	0,0079 **
DV Frangula alnus	1	1	2	1	r	1	1	+	.	1	.	2	1	+	1	2	1	2	1	2	2	1	2	.	1	2	12	13	0,0290 *		
Sorbus aucuparia	2	+	2	r	.	1	+	.	1	.	1	r	+	.	2	1	2	3	1	2	1	+	1	.	1	1	10	13	0,0084 **		
Prunus serotina	.	.	+	+	r	.	+	.	r	r	2	2	+	1	2	.	.	2	2	1	2	4	11	0,0213 *	
KC Fagus sylvatica	r	r	r	+	.	1	.	.	6		0,0036 **	
DA Lonicera periclymenum	1	1	2	+	.	.	.	1	1	+	1	.	+	1	1	.	1	1	+	+	.	1	1	+	1	1	10	12	0,0159 *	0,0310 *	
KC Quercus petraea	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	1	+	2	1	1	.	3	4		
KC Corylus avellana	r	1	.	.	1	+	1	3		
DV Betula pubescens	+	r	.	.	.	r	2	1		
KC Ilex aquifolium	.	r	r	.	.	1	1	2		
Sambucus nigra	r	r	1	3		
Kraut- und Moosschicht																															
Arten der bodensauren Eichemischwälder (Quercion roboris)																															
AC Holcus mollis	.	1	.	1	1	1	.	1	2	3	2	2	2	2	.	2	.	.	1	1	.	+	.	1	1	2	1	1	11	9	0,0373 *
VC Melampyrum pratense	.	2	.	1	2	1	2	2	2	r	.	r	1	.	.	1	.	.	1	+	1	.	1	r	.	.	+	10	7	0,0061 **	
AC Trientalis europaea	.	.	.	2	2	1	1	.	1	.	1	.	1	+	1	1	1	r	+	8	6	0,0211 *	
DV Festuca ovina et giestfalica	.	1	.	2	1	2	1	1	.	1	+	1	+	+	.	.	1	10	2	0,0063 **	
AC Galium saxatile	.	.	+	1	1	+	1	.	.	+	1	+	1	+	+	10	1	0,0014 **	
DA Lonicera periclymenum	2	2	2	2	1	2	+	2	3	2	3	1	2	3	2	2	2	1	1	2	2	2	2	1	1	2	2	14	14		
VC Anthoxanthum odoratum	.	+	1	+	r	.	1	.	.	+	+	.	+	.	.	+	.	.	.	2	1	.	8	3		
VC Ceratocapnos claviculata	2	.	.	.	2	+	.	1	.	.	.	1	1	.	1	.	.	2	1	3	6		
DV Pleurozium schreberi	.	.	1	1	+	1	2	1	+	1	6	2	
VC Teucrium scorodonia	1	.	.	.	1	2	2	+	3	2		
DV Molinia caerulea	1	.	+	1	+	2	2	
AC Hypericum pulchrum	+	+	+	2	1	
VC Populus tremula	1	.	.	+	1	2	1	

Arten bodensaurer Wälder (Quercetalia roboris)																																			
OC	Deschampsia flexuosa	1	3	3	2	3	2	3	3	2	2	2	2	2	1	1	1	+	1	1	1	2	1	+	1	1	2	1	+	14	14			0,0019 **	
OC	Agrostis capillaris	.	.	+	1	.	1	1	.	1	.	1	1	1	1	+	9	1	0,0044 **	0,0061 **		
OC	Plagiothecium curvifolium	.	.	r	+	+	.	+	1	.	1	6		0,0159 *	0,0335 *		
OC	Dicranella heteromalla	1	.	+	r	r	.	+	5		0,0407 *			
OC	Carex pilulifera	1	.	+	1	1	1	1	1	+	+	+	.	r	1	1	1	+	r	+	r	1	+	+	11	12					
OC	Polytrichum formosum	+	.	1	1	+	+	+	r	+	.	.	+	1	+	1	.	.	+	1	.	+	8	7			
DO	Vaccinium myrtillus	4	2	2	1	.	+	.	2	2	1	6	6				
DO	Dicranum scoparium	r	.	+	.	+	+	+	r	+	+	1	.	.	7	4				
OC	Luzula multiflora	.	.	.	+	.	+	+	+	+	+	+	.	.	+	7	2				
DO	Lophocolea heterophylla	r	r	+	.	.	+	2	3				
Mesophile Waldarten (meist KC Querco-Fagetea, zugleich Trennarten der Lonicera-Stellaria-E-Variante)																																			
KC	Fagus sylvatica	+	+	1	.	.	.	r	+	r	+	+	1	.	1	1	3	9			0,0282 *
DA	Oxalis acetosella	1	2	.	1	.	.	2	1	.	2	.	.	2	3	2	6			0,0345 *	
KC	Hedera helix	.	.	.	+	1	.	.	.	+	1	.	2	.	+	+	1	7		0,0058 **	0,0326 *		
KC	Milium effusum	2	.	1	.	r	+	2	6		0,0159 *	0,0350 *			
KC	Polygonatum multiflorum	+	1	+	+	.	+	.	.	+	1	+	1	3	6				
KC	Poa nemoralis	1	.	1	.	.	+	1	+	.	1	1	.	+	3	5					
KC	Atrichum undulatum	+	.	+	.	.	.	+	+	+	+	+	3	4				
KC	Convollaria majalis	1	.	.	.	2	1	1	.	.	1	1	.	.	3	3					
KC	Corylus avellana	+	r	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	1	+	2	4				
KC	Ilex aquifolium	r	+	r	r	r	r	1	4					
KC	Stellaria holostea	1	r	1	2	2	2	2				
KC	Viola riviniana	+	1	1	.	.	.	+	2	2				
KC	Prunus avium	r	+	1	2				
Übrige Arten																																			
	Quercus robur et petraea	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	r	1	.	1	1	+	1	+	.	+	+	1	+	+	14	12			0,0051 **	
	Dryopteris carthusiana	.	.	+	1	1	+	r	r	+	1	.	1	+	+	+	1	2	1	2	1	2	+	1	2	+	1	1	2	12	14			0,0019 **	
	Dryopteris dilatata	.	r	.	+	+	+	+	.	r	r	+	.	1	1	1	2	1	r	1	+	2	.	1	1	1	8	12			0,0021 **
	Rubus fruticosus agg.	1	2	.	+	.	1	.	.	+	+	1	2	1	.	1	2	1	1	.	1	.	.	3	1	3	2	1	1	9	11			0,0335 *	
	Brachythecium rutabulum et sp.	.	1	+	.	+	+	.	+	.	+	.	1	.	.	1	1	1	+	+	+	1	+	.	+	+	1	+	1	7	13			0,0329 *	
	Maianthemum bifolium	.	+	.	1	+	+	.	1	.	1	1	+	1	.	.	1	.	1	1	1	.	1	.	1	1	1	1	9	10			0,0247 *		
	Impatiens parviflora	.	r	.	+	1	1	1	1	1	+	2	1	2	1	1	.	2	2	12	12			0,0004 ***
	Sorbus aucuparia	1	1	1	1	1	1	1	+	.	.	1	1	+	1	1	1	1	1	.	1	1	+	+	+	1	1	+	1	13	13			0,0477 *	
	Frangula alnus	1	1	+	1	+	+	1	1	1	.	1	1	+	.	+	1	1	+	+	1	+	.	+	r	1	1	+	13	12					
	Rubus idaeus	+	2	1	1	.	2	.	.	2	2	2	2	2	3	.	1	3	3	1	3	3	.	3	2	1	2	2	1	11	13				
	Hypnum cupressiforme agg.*	1	.	+	+	+	1	+	+	.	.	r	+	.	.	1	+	+	r	+	+	+	.	.	.	+	+	r	+	9	11				
	Galeopsis bifida et tetrahit	.	.	.	1	+	.	.	1	+	+	+	+	.	.	+	.	+	.	.	1	+	1	+	+	+	+	1	+	8	11				
	Prunus serotina	.	+	.	r	r	r	+	.	.	+	+	+	.	.	1	+	.	.	+	1	+	r	.	1	1	1	.	8	9					
	Moehringia trinervia	.	+	.	1	+	+	1	.	1	1	+	.	1	+	1	+	.	+	1	7	8					
	Galium aparine	.	+	.	.	.	+	.	+	+	1	1	r	+	+	1	1	4	8					
	Scleropodium purum	.	2	2	.	.	1	1	.	.	.	r	2	.	.	.	1	.	.	.	+	1	.	.	.	1	+	.	7	5					
	Sambucus nigra	.	.	.	+	r	+	.	.	r	r	r	1	r	r	1	r	4	7				
	Eurhynchium praelongum	.	+	.	.	.	+	r	+	+	.	.	.	+	+	.	3	5					
	Calamagrostis epigeios	1	1	.	.	.	+	2	.	1	+	.	.	5	2					
	Poa trivialis	+	1	.	1	+	.	1	.	1	1	5					
	Mnium hornum	r	+	+	.	+	1	3					
	Poa pratensis	r	.	.	.	1	.	.	1	.	+	4						
	Aulacomnium androgynum	+	r	.	.	.	+	.	.	.	+	3	1					
	Chaerophyllum temulum	+	+	.	.	.	1	.	3						
	Dactylis glomerata	+	+	+	3					
	Epilobium angustifolium	+	+	+	3						
	Geranium robertianum	r	+	.	.	r	3						
	Geum urbanum	+	.	+	.	3					
	Urtica dioica	r	.	+	.	+	.	.	3						

Gebietsfremde Gefäßpflanzen in Naturwaldreservaten von Rheinland-Pfalz*

Wolfgang Schmidt^{1*}, Michaela Dölle¹, Steffi Heinrichs¹, Patricia Balcar²

¹Abteilung Waldbau & Waldökologie der gemäßigten Zonen, Georg-August-Universität Göttingen, Büsgenweg 1, 37077 Göttingen

²Forschungsanstalt für Waldökologie & Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Hauptstr. 16, 67705 Trippstadt

*korrespondierender Autor: wschmid1@gwdg.de

*** Dietmar Brandes vom Erstautor zum 70. Geburtstag in freundschaftlich-fachlicher Verbundenheit gewidmet**

Zusammenfassung

Floristische und vegetationskundliche Daten aus 21 Naturwaldreservaten (NWR) in Rheinland-Pfalz wurden hinsichtlich ihres Anteils an gebietsfremden Gefäßpflanzenarten (Neophyten i. w. S.) ausgewertet und überregional verglichen, um generelle Trends in der Naturnähe und der natürlichen Waldentwicklung - unabhängig von lokal wirkenden Faktoren – aufzuzeigen. Neben überwiegend zonalen, naturnahen Buchenwäldern bodensaurer Standorte umfasst der Datensatz auch drei Auenwald-Standorte und zwei Moorbirken-Bruchwälder. Als Besonderheit im Vergleich zu anderen Bundesländern hat Rheinland-Pfalz zwei NWR mit hohen Douglasien-Anteilen ausgewiesen, um deren Entwicklung ohne forstliche Nutzung zu dokumentieren. Von diesen beiden NWR und zwei NWR mit besonderer Dynamik nach Windwurf sowie einem weitgehend ungestörtem NWR im Biosphärenreservat Pfälzer Wald liegen auch Wiederholungsinventuren vor, die erste Hinweise auf die langfristige Entwicklung des Neophyten-Anteils in NWR liefern. Durch einen Vergleich gezäunter und ungezäunter Flächen in NWR konnte der Schalenwildeinfluss, durch den Vergleich mit angrenzenden, weiterhin bewirtschafteten Beständen der Einfluss der forstlichen Nutzung auf den Anteil gebietsfremder Arten an der Vegetation analysiert werden.

Gebietsfremde Arten spielen in den naturnahen, nicht mehr bewirtschafteten NWR in Rheinland-Pfalz insgesamt eine untergeordnete Rolle. Vor allem krautige Neophyten sind ausgesprochen gering vertreten, insbesondere in den naturnahen Buchenwald-NWR. Auch von *Impatiens glandulifera*, die in allen Auen-NWR am Rhein vorkommt, geht bisher weder ein Verdrängen einheimischer Arten noch ein Verlust an Diversität und Naturnähe aus. Den größten Anteil unter den gebietsfremden Arten bilden die nicht-autochthonen Gehölze, die in der Vergangenheit

forstlich angebaut wurden und von denen sich vor allem *Picea abies*, *Larix decidua* und *Pseudotsuga menziesii* in den NWR vielfach spontan verjüngen. Wiederholungsinventuren zeigen unterschiedliche Entwicklungen im Anteil gebietsfremder Arten, wobei vorangegangene Störungen (z. B. Windwurf) einen wesentlichen Einfluss ausüben. Im Vergleich der Aufnahmen von zwei Douglasien-reichen NWR kam es innerhalb eines Jahrzehnts zu einem starken Rückgang der Douglasie. Sie ist dort vor allem in der Konkurrenz zur Buche unterlegen, so dass sich ohne waldbauliche Unterstützung hier der Naturnähegrad wieder erhöht hat. Ohne Schalenwildeinfluss (hauptsächlich Reh- und Rotwild) sind gebietsfremde Arten tendenziell erfolgreicher. Insbesondere *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* waren im Zaun in Strauchschichthöhe stärker vertreten als außerhalb. Im Vergleich mit bewirtschafteten Wäldern ist der Anteil gebietsfremder Arten in unbewirtschafteten NWR absolut gesehen niedriger. Durch den geringen Artenreichtum an Gefäßpflanzen und einem geringeren Deckungsgrad der Bodenvegetation im NWR gleichen sich die Unterschiede zwischen (naturnah) bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern jedoch weitgehend aus.

Schlüsselwörter: Flora, Vegetation, Buchenwald, Auenwald, Bruchwald, *Pseudotsuga menziesii*, Naturnähe, Schalenwild-Verbiss, Wirtschaftswälder

Non-native vascular plant species in strict forest nature reserves in Rhineland-Palatinate

Abstract

Floristic data and data from vegetation surveys were compared across 21 strict forest nature reserves (SFNR) in Rhineland-Palatinate (south-west Germany) concerning the proportion of non-native plant species (alien plant species or neophytes) in order to detect general trends in the naturalness and dynamics of unmanaged forests in Central Europe. Beside the predominant zonal and close-to-nature oligotrophic beech forests the data set included three eutrophic floodplain forests and two oligotrophic bog woodlands. Apart from other German federal states Rhineland-Palatinate established two SFNR with a high proportion of the alien species Douglas fir in order to study the further development of these stands without forest management. Resurveys of these two SFNR and two further SFNR with a high dynamic after windthrow as well as an undisturbed SFNR in the biosphere reserve Palatinate Forest give the opportunity to analyze long-term trends of alien species. A comparison of fenced and unfenced plots allowed an assessment of browsing effects, a comparison of SFNR with close-by managed forests an assessment of forest management impacts on the relevance of neophytes in forest vegetation.

In a regional context the proportion of non-indigenous plant species in unmanaged SFNR in Rhineland-Palatinate is low. Especially in close-to-nature beech forest SFNR alien herb layer species are rare. Even *Impatiens glandulifera* – well established in all of the investigated floodplain SFNR of the Rhine valley – seems not to suppress native plant species and shows no negative impact on diversity and the degree of naturalness of the riparian forests. Phanerophytes (woody species) have the highest proportion among aliens in the dataset, mainly introduced by planting in the past. Among them especially *Picea abies*, *Larix decidua*, and *Pseudotsuga menziesii* showed the ability to regenerate naturally in the SFNR. Resurveys of disturbed and undisturbed SFNR indicated a divergent development in the proportion of alien species. SFNR stands with Douglas fir

showed a strong decrease of *Pseudotsuga menziesii* mainly outcompeted by beech within one decade. Therefore, without forest management naturalness of the stands has increased. Without deer browsing (mainly roe and red deer) alien plant species seemed to be more successful. Especially *Picea abies* and *Pseudotsuga menziesii* are limited by browsing as fencing increased species frequency and abundance of these woody species within the shrub layer. In general, forest management increased the total number of neophytes. But due to the decreasing species richness and the lower coverage of understorey vegetation in the unmanaged SFNR the differences in the proportion of alien species in close-to-nature managed forests and unmanaged forests are negligible.

Keywords: flora, vegetation, beech forest, riparian forest, bog woodland, *Pseudotsuga menziesii*, naturalness, deer browsing, managed forests

Einleitung

Naturwaldreservate (NWR) als ehemals bewirtschaftete Wälder erlauben eine ungestörte Entwicklung und dienen somit als „Urwälder von morgen“ dem Schutz und der Wiederherstellung natürlicher Waldlebensgemeinschaften (WOLF & BOHN 1991, ENGEL et al. 2016). Dauerbeobachtungen von Bestandesstruktur und Vegetation begleiten diese Entwicklung und geben Hinweise auf ablaufende natürliche Prozesse nach Ende der forstlichen Nutzung. Nach ALBRECHT (1990) ist aber auch der Quervergleich über verschiedene NWR eine wichtige Aufgabe der Naturwaldforschung, um neben den standörtlich und historisch bedingten Einzelfällen die allgemein gültigen Gesetzmäßigkeiten in der Dynamik der mitteleuropäischen Wälder ohne Nutzung zu erkennen und daraus wichtige Folgerungen für eine naturnahe Bewirtschaftung und den Naturschutz zu ziehen.

Dabei spielt die Frage nach der Naturnähe eine zentrale Rolle im Spannungsfeld zwischen Nutzung und Schutz von Wäldern. Die Bestimmung und Bewertung des Naturnähegrades von Wäldern erfolgt vor allem über den Anteil der Baumarten an der natürlichen Vegetation, aber auch über die Zusammensetzung der Bodenvegetation (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2016). Hierbei haben neben den Therophyten vor allem auch gebietsfremde Arten oder Neophyten eine wichtige Indikatorfunktion, da sie in gestörten Lebensräumen verstärkt auftreten können und dabei auch wichtige Ökosystemfunktionen verändern (ELTON 1958, DRAKE et al. 1989, BRANDES & GRIESE 1991, DAVIES et al. 2005, HIERRO et al. 2005, KOWARIK 2010 u. a.).

Weltweit gilt das gezielte Einbringen, aber auch das spontane Auftreten von Neophyten als eine der wichtigsten Ursachen für den Verlust oder die massive Veränderung der natürlichen Biodiversität (MACK et al. 2000, KOWARIK 2010, ROTHERHAM & LAMBERT 2011, NEHRING et al. 2013). Für Mitteleuropa sieht BRANDES (2008) dagegen keine ernstzunehmende Beeinträchtigung der Biodiversität durch gebietsfremde, spontan auftretende Arten. Sie nutzen seiner Meinung nach vor allem Nischen, die von der einheimischen Flora nicht besetzt sind. Vergleiche zwischen bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern zeigen vielfach, dass durch forstliche Eingriffe Neophyten gefördert werden und ihr Anteil in unbewirtschafteten Wäldern niedriger ist als dort, wo regelmäßig forstliche Maßnahmen stattfinden (CHMURA 2004, CHMURA & SIERKA 2007, GALLARDO et al. 2017, MOUSTAKAS et al. 2018). Untersuchungen aus niedersächsischen und hessischen Wirtschaftswäldern und Naturwaldreservaten machen aber auch deutlich, dass

Neophyten unabhängig davon auftreten, ob die Störung menschlichen oder natürlichen Ursprungs ist und ihr Auftreten nicht unmittelbar mit einem Verlust an Artenvielfalt verbunden ist (SCHMIDT et al. 2008, SCHMIDT 2012). Zu entsprechenden Ergebnissen kommt auch eine vergleichende Studie von bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten polnischen Schluchtwäldern (*Phyllitido-Aceretum*, BARAN et al. 2018).

Floristische und vegetationskundliche Daten, die zwischen den Jahren 2000 und 2017 in 21 NWR von Rheinland-Pfalz erhoben und auf ihren Anteil gebietsfremder Arten ausgewertet wurden, bieten hier ein vergleichsweise breites Standorts- und Bestandesspektrum: neben den vorherrschenden bodensauren, naturnahen Buchenwäldern des Pfälzer Waldes oder des neuen Nationalparks Hunsrück-Hochwald beinhaltet es Sonderstandorte wie Auenwälder am Rhein oder Moorbirken-Bruchwälder im Hunsrück (Abb. 1). Als Alleinstellungsmerkmal gegenüber den NWR in anderen Bundesländern gehören auch zwei Douglasien-reiche Bestände im Pfälzer Wald und der Westeifel dazu, von denen bereits eine Wiederholungsinventur vorliegt. Dies gilt auch für drei NWR mit einer dynamischen Entwicklung nach Windwurf bzw. Borkenkäferbefall sowie einem weitgehend ungestörten NWR im Pfälzer Wald, so dass auch ein zeitlicher Vergleich möglich ist (Tab. 1 – Anhang S. 167). Nach dem in Rheinland-Pfalz üblichen Kernflächen-Konzept (THOMAS et al. 1995, MEYER et al. 2007) wurde die Vegetation vorrangig auf Dauerflächen in 1-4 ha großen, gerasterten Kernflächen aufgenommen, die häufig in einen gezäunten und einen ungezäunten Teil getrennt sind, um den Einfluss des Schalenwildes zu dokumentieren. In NWR mit einer hohen Vegetationsdynamik wie z. B. im NWR Gebück nach Borkenkäferbefall und Windwurf oder im NWR Langbruch nach Entfernung standortsfremder Nadelbäume wurden zusätzlich Weisergatter eingerichtet, um eine rasch ablaufende Sukzession mit und ohne Schalenwildeinfluss in ihrer Initialphase zu untersuchen. Während beispielsweise in Hessen zu jedem aus der Nutzung genommenen NWR von Anfang an (1988/89) auch eine weiterhin bewirtschaftete Vergleichsfläche zum Standard-Untersuchungsprogramm der Naturwaldforschung gehört (ALTHOFF et al. 1991), konnten bei der vorliegenden Auswertung nur bei sechs der untersuchten NWR auch Vergleichsflächen im Wirtschaftswald mit einbezogen werden.

Folgende Fragen sollten beantwortet werden:

1. Wie unterscheiden sich die NWR in ihrem Anteil an gebietsfremden Arten an der Gefäßpflanzen-Flora? Gibt es Beziehungen zu den Standortbedingungen oder zum Zeitraum ohne forstliche Nutzung?
2. Gibt es einen Einfluss von Störungen (z. B. Windwurf, Insektenkalamitäten, Überflutungen) oder durch Schalenwild-Verbiss auf den Anteil gebietsfremder Arten?
3. Wie unterscheiden sich NWR und Wirtschaftswald? Wie wirkt sich die Dauer der Nichtbewirtschaftung auf die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten aus?
4. Kann sich die Douglasie in nicht mehr bewirtschafteten Wäldern auf Buchen-Standorten langfristig etablieren?



Abb. 1. Lage der 21 untersuchten Naturwaldreservate (NWR) in Rheinland-Pfalz. Karte: © 2007-2016 d-maps.com

Fig. 1. Location of the 21 observed strict forest nature reserves (SFNR) in Rhineland-Palatinate. Map: © 2007-2016 d-maps.com

Methoden

Datengrundlage

Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus floristischen und vegetationskundlichen Erhebungen in 21 NWR aus Rheinland-Pfalz, die zwischen den Jahren 2000 und 2017 durchgeführt wurden (Abb. 1, Tab. 1, siehe Datenbank der Naturwaldreservate Deutschland: MÜNCH 2007). Die Ausweisung der verschiedenen NWR erfolgte zwischen 1966 und 2004, wobei viele der zunächst sehr klein ausgewiesenen NWR in den 1980er- und 1990er-Jahren erheblich erweitert wurden (z. B. Adelsberg-Lutzelhardt von 2,5 ha im Jahr 1976 auf 192 ha im Jahr 1999, Tab. 1). Das Floreninventar an Gefäßpflanzen (Vorkommen der Farn- und Blütenpflanzen auf ganzer NWR-Fläche, WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998) wurde für 19 NWR insgesamt erfasst, für die beiden NWR Mummelskopf und Gebück wurde nur an Hand der Vegetationsaufnahmen eine Florenliste erstellt (Tab. 1, 2 – Anhang S. 168-169). Die Vegetation wurde auf gutachterlich ausgewiesenen Kernflächen aufgenommen, die in Rheinland-Pfalz in einem lückenlosen 20 x 20 m Raster ausgepflockt sind und häufig sowohl eine gezäunte als auch eine ungezäunte Teilfläche von je 1-2 ha Größe aufweisen. In jeweils fünf NWR gibt es nur eine gezäunte (Holländerschlag, Adelsberg-Lutzelhardt, Mummelskopf, Schwappelbruch, Palmbruch) oder eine ungezäunte Kernfläche (Gimpelrhein, Oberer Karlskopf, Langbruch, Ruppelstein, Taberner Urwald). In zwei

NWR (Stelzenbach, Schwappelbruch) wurden jeweils zwei Kernflächen mit unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung ausgewiesen. Im NWR Himbeerberg wurden zwar nach dem Windwurf 1990 zwei Kernflächen (Bestand, Freifläche) ausgewiesen, die 100 m²-großen Dauerflächen wurden dort jedoch nicht in einem lückenlosen Raster angelegt, sondern gutachterlich über das gesamte NWR verteilt. Für das grenzübergreifende NWR Adelsberg-Lutzelhardt existiert zusätzlich zur gezäunten Kernfläche die in vielen anderen Bundesländern übliche Gitternetzverpflockung (MEYER et al. 2007, SCHMIDT & SCHMIDT 2007), so dass hier auch zufällig verteilte Vegetationsaufnahmen auf 314 m² großen Probekreisen im 100 x 200 m-Raster angefertigt werden konnten.

In zwei weiteren NWR (Gebück, Langbruch) wurden zusätzlich zu den Kernflächen 12 x 12 m Weiserflächenpaare errichtet, um den Wildeinfluss nach großflächiger Störung abzuschätzen (Gebück: Borkenkäferbefall; Langbruch: Entfernung standortsfremder Baumarten und Wiedervernässungsmaßnahmen). Für sechs NWR (Katzenbacherhang, Rotenberghang, Himbeerberg, Springenkopf, Stelzenbach, Eischeid) wurden in der Nachbarschaft bewirtschaftete, ungezäunte Vergleichsbestände ausgewiesen, die ebenfalls vegetationskundlich erfasst wurden. Eine Wiederholungsaufnahme im Abstand von mindestens 10 Jahren erfolgte bisher nur in fünf Reservaten. Die NWR Adelsberg-Lutzelhardt, Grünberg und Eselskopf blieben dabei weitgehend störungsfrei, während die NWR Rotenberghang und Himbeerberg nach großflächigem Windwurf im Jahr 1990 (Stürme Vivian und Wiebke) eingerichtet wurden, so dass die Aufnahmen zwischen 1991 und 2016 die Vegetationsentwicklung nach Windwurf über einen Zeitraum von 25 Jahren dokumentieren. Die Weisergatter der NWR Gebück und Langenbruch kennzeichnen mit Aufnahmen im Abstand von nur drei bzw. vier Jahren vor allem die hohe Vegetationsdynamik nach Borkenkäferbefall und Flächenräumung in der Initialphase der Sukzession (Regeneration) bei gleichzeitig hohem Schalenwildeinfluss.

In jedem untersuchten NWR wurde eine unterschiedliche Anzahl von Vegetationsaufnahmen auf 100- bis 400 m²-großen Dauerflächen innerhalb der gutachterlich ausgewiesenen Kernflächen und Einzelflächen (Himbeerberg), an zufällig verteilten Gitternetzpunkten oder an den Weiserflächenpaaren durchgeführt (Tab. 3 – Anhang S. 170). Sie reicht von 5 Aufnahmeflächen (je 400 m²) in der ungezäunten Kernfläche des NWR Katzenbacherhang bis zu 94 (je 314 m²) Aufnahmeflächen an Gitternetzpunkten und 29 Aufnahmeflächen (je 400 m²) in der gezäunten Kernfläche des NWR Adelsberg-Lutzelhardt.

Bei den Vegetationsaufnahmen wurde der Deckungsgrad der Schichten (Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht) und der einzelnen Arten direkt in Prozent geschätzt (THOMAS et al. 1995, SCHMIDT & SCHMIDT 2007). Dabei umfasst die Baumschicht alle Gehölze > 5 m Höhe, die Strauchschicht alle Gehölze > 0,5 und < 5 m und die Krautschicht alle Gehölze < 0,5 m sowie alle nicht verholzenden Pflanzen.

Zur Ermittlung der Zahl und des Anteils der gebietsfremden Gefäßpflanzen (Nomenklatur nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998) wurden die Florenlisten der NWR als auch die Vegetationsaufnahmen der Kernflächen, Gitternetzpunkte, Einzel-Dauerflächen und Weiserflächenpaare ausgewertet. Bei den Vegetationsaufnahmen konzentrierten wir uns auf das Vorkommen in der Feldschicht, bestehend aus Strauch- und Krautschicht. Grundlage für die Einstufung als gebietsfremde Art (Neophyt i. w. S.) war die nach Bundesländern regionalisierte Florenliste von BUTTLER et al. (2017). Ergänzend wurden auch die Statusangaben der Standardliste für Deutschland

(WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998) und Europa (DAISIE 2009) berücksichtigt (Tab. 2). Unberücksichtigt blieb dabei der in den genannten Listen angegebene Etablierungsgrad, da hierbei jeweils unterschiedliche zeitliche und populationsbiologische Kriterien angesetzt wurden. Entscheidend war allein, ob es sich um Sippen handelt, die in Rheinland-Pfalz gebietsfremd sind, d. h. kein autochthones Vorkommen besitzen und durch direkte oder indirekte Unterstützung des Menschen aus ihrem ursprünglichen Gebiet nach Rheinland-Pfalz gelangten (KOWARIK 2010). Dementsprechend wurden für Rheinland-Pfalz z. B. auch *Larix decidua* und *Picea abies* als gebietsfremde Arten bzw. Neophyten i. w. S. eingestuft.

Datenauswertung

Anhand des Gesamtfloreninventars lassen sich die Standortsverhältnisse der NWR über die Zeigerwerte nach Ellenberg (ELLENBERG et al. 2001) kennzeichnen. Diese wurden mit der Zahl der vorkommenden gebietsfremden Arten sowie mit ihrem Anteil an der Gesamtartenzahl der NWR mit Hilfe von Pearson-Korrelationen in Beziehung gesetzt. Dazu wurde auch der Zusammenhang mit der Größe der NWR und der Dauer der Nicht-Bewirtschaftung geprüft.

Die Auswertung der vegetationskundlichen Daten konzentrierte sich zunächst auf die NWR, in denen Vegetationsaufnahmen in ungezäunten Flächenvarianten (Kernflächen, Gitternetzpunkte, Einzel-Dauerflächen) durchgeführt wurden. Dabei wurde jeweils das letzte Untersuchungsjahr betrachtet. Zur Charakterisierung der Bestandesstruktur wurden die mittlere Baumschichtdeckung sowie die Anteile von Buche, Nadelholz und gebietsfremder Arten an der Baumschichtdeckung in den Aufnahmeflächen sowie die Deckungsgradsumme der Feldschicht bestehend aus der Strauch- und Krautschicht ermittelt. Zur Beschreibung der Diversität wurde die Artenzahl über alle Aufnahmeflächen hinweg (Gesamtdiversität der Flächenvarianten) getrennt für die Baum-, Strauch-, Kraut- und Feldschicht ermittelt. Anhand der Arten der Feldschicht wurden auch für die vegetationskundlichen Aufnahmeflächen – bestehend aus der Summe der Einzelaufnahmen eines Aufnahmekollektivs in einem NWR – die quantitativen Zeigerwerte nach Ellenberg (ELLENBERG et al. 2001) und der prozentuale Anteil der Neophyten an der Artenzahl und dem Deckungsgrad errechnet und mit den Struktur- und Diversitätsvariablen, den Zeigerwerten und der Gesamt-Aufnahme-flächengröße korreliert.

Für fünf NWR lagen Wiederholungsinventuren (Flora und Vegetation) vor, die mindestens eine Zeitspanne von 10 Jahren umfassten. In den NWR Adelsberg-Lutzelhardt, Grünberg und Eselskopf verlief die Vegetationsentwicklung weitgehend in der Optimalphase der Waldbestände, während die Wiederholungsaufnahmen in den NWR Himbeerberg und Rotenberghang die langfristige Vegetationsentwicklung nach Windwurf beschreiben. Sowohl für ungezäunte als auch gezäunte Flächenvarianten wurden die Zahl gebietsfremder Arten in der Feldschicht sowie deren Anteile an der Gesamtartenzahl und an der Deckungsgradsumme der Feldschicht ermittelt. Für die NWR in der Optimalphase bildeten vier Flächenvarianten (gezäunte Kernfläche, drei Gitternetzpunkt-Varianten) im NWR Adelsberg-Lutzelhardt und je zwei Flächenvarianten (ungezäunte und gezäunte Kernfläche) in den NWR Eselskopf und Grünberg die Grundlage für einen zeitlichen Quervergleich über die NWR. Die Zahl der gebietsfremden Arten und deren Anteile wurden zwischen 1. und 2. Aufnahme dabei mit Hilfe des Wilcoxon-Rangsummen-Tests verglichen. Für die NWR mit Windwurf standen nur vier Flächenvarianten zur Verfügung (je eine gezäunte und eine ungezäunte Flächenvariante je NWR), so dass auf einen statistischen Vergleich verzich-

tet wurde. Um die Artenzahlen, Deckungsgradsummen und Neophyten-Anteile zwischen den Aufnahmezeiträumen auch innerhalb der einzelnen NWR vergleichen zu können, wurden die Variablen auf Basis der einzelnen Vegetationsaufnahmeflächen mit einer Größe zwischen 100 und 400 m² ermittelt. Ein möglicher Schalenwildeinfluss auf die Vegetation lässt sich durch einen Vergleich von ungezäunten mit gezäunten Flächen erkennen. Entsprechende Vergleichspaare waren in elf NWR vorhanden, wobei die jeweilige Gesamtzahl der Aufnahmeflächen z. T. stärker variierte. Dementsprechend erfolgte der statistische Vergleich innerhalb eines NWR auf der Basis der einzelnen Vegetationsaufnahmeflächen mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Tests, der Quervergleich über alle NWR hinweg mit Hilfe des Wilcoxon-Rangsummen-Tests. Um einen Einfluss der Zäunungsdauer auf die Anzahl der gebietsfremden Arten und ihren Anteil an der Gesamtartenzahl und der Deckungsgradsumme der Feldschicht zu ermitteln, wurde die Differenz zwischen ungezäunter und gezäunter Variante mit der Zäunungsdauer korreliert. Analog zur Kennzeichnung des Schalenwildeinflusses durch die beiden Zäunungsvarianten lässt sich der Einfluss der Bewirtschaftung durch den Vergleich von ungezäunten NWR-Flächen mit ungezäunten, bewirtschafteten Vergleichsbeständen kennzeichnen. Hier lagen Daten aus sieben NWR vor, für die auch in benachbarten Wirtschaftswäldern Kernflächen mit einer unterschiedlichen Zahl von 100-400 m² großen Aufnahmeflächen eingerichtet wurden. Dabei blieb das NWR Ruppelstein unberücksichtigt, in dem zwar ein angrenzender Vergleichsbestand aufgenommen wurde, der formal bis zur Einrichtung des Nationalparks Hunsrück-Idarwald noch als Wirtschaftswald galt, in dem tatsächlich aber forstliche Eingriffe in den letzten Jahrzehnten bereits nicht mehr erfolgten. In fünf NWR konnte auch die floristische Ausstattung zwischen NWR und bewirtschaftetem Vergleichsbestand berücksichtigt werden. Auch beim Vergleich der Zäunungs- und Bewirtschaftungsvarianten wurde bei allen NWR mit Wiederholungsaufnahmen stets das letzte Untersuchungsjahr betrachtet. Alle Berechnungen erfolgten mit dem Programm SigmaPlot 12.0 (Systat Software). Als einheitliches Signifikanzniveau wurde $p < 0,05$ akzeptiert.

Ergebnisse

Die Flora der Naturwaldreservate und ihr Anteil an gebietsfremden Arten

Die untersuchten NWR verteilen sich auf acht Wuchsgebiete in Rheinland-Pfalz mit Höhenlagen zwischen 98 (Rhein-Main-Ebene) und 800 m ü. NN (Hunsrück, Abb. 1, Tab. 1). Die geographische Lage der unterschiedlichen NWR in den verschiedenen Wuchsgebieten und entlang eines Höhengradienten spiegelt sich auch in der floristischen Zusammensetzung wider. So zeigt sich an Hand der Gesamtflorenlisten eine deutliche Auftrennung der NWR anhand der Höhenlage und entsprechend der Temperatur- und Kontinentalitätszahl (Tab. 2). Die NWR des nördlichen ober-rheinischen Tieflandes, des Saar-Nahe-Berg- und Hügellandes, des Saar-Pfälzischen Muschelkalkgebiets und des Pfälzerwaldes zeichnen sich durch einen höheren Anteil an Wärmezeigern aus, während die übrigen NWR durch Mäßigwärmezeiger oder Kühlezeiger (besonders in den höhergelegenen NWR des Hunsrücks) geprägt sind. Zu den weiteren Standortsfaktoren, die die untersuchten NWR am stärksten differenzieren, gehören die Basen- und Nährstoffversorgung, indiziert durch die mittlere Reaktions- und Stickstoff-Zahl (Tab. 2). Basen- und nährstoffreich sind alle Auenwaldreservate, besonders basen- und nährstoffarm die Buchen- und Bruchwälder im Hoch- und Idarwald des Hunsrücks. Besonders reich an Säure- und Stickstoffmangelzeigern ist das NWR Palmbruch. Licht- und Feuchtezahl differenzieren die NWR weniger deutlich, da

die Unterschiede hier weniger durch die regionalen Eigenschaften der Wuchsgebiete als durch lokale Besonderheiten bestimmt werden (z. B. azonale Vegetationseinheiten mit Besonderheiten im Wasserhaushalt, Störungsereignisse, frühere Nutzung).

Zwischen der Flächengröße der NWR und der Gesamtartenzahl bzw. der Zahl an gebietsfremden Arten besteht eine positive Beziehung (Abb. 2). Der Anteil gebietsfremder Arten an der Gesamtflora der Reservate reicht von 1,1 bis 8,7 %. Besonders reich an gebietsfremden Arten sind die drei NWR in der Rheinaue (6,6-8,7 %), als größtes untersuchtes NWR das NWR Adelsberg-Lutzelhardt (8,2 %) sowie die NWR Rotenberghang (6,5 %) und Grünberg (5,3 %) in den ebenfalls wärmebegünstigten, tiefer gelegenen pfälzischen Wuchsgebieten. NWR mit Anteilen an gebietsfremden Arten von unter 2 % konzentrieren sich auf die höheren, meist bodensaurer und stickstoffarmen Standorte von Hunsrück und Eifel (z. B. Himbeerberg, Schwappelbruch, Langbruch, Gottlob, Eischeid). Arm an Neophyten ist aber auch das im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland gelegene NWR Katzenbacherhang (1,8 %). Insgesamt ergibt sich daraus, dass der Anteil an gebietsfremden Arten sowohl absolut als auch prozentual vor allem mit der Kontinentalitätszahl positiv korreliert ist (Abb. 2).

Unter den 19 der bei den letzten Erhebungen gefundenen gebietsfremden Sippen fällt zunächst der hohe Anteil an Gehölzen auf (Tab. 2). *Abies grandis*, *Larix decidua*, *Larix kaempferi*, *Picea abies*, *Pinus strobus*, *Populus* hybr., *Prunus persica*, *Prunus serotina*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*, *Thuja* spec. und *Tsuga* spec. stellen zwei Drittel aller nicht in Rheinland-Pfalz heimischen Arten und sind vorrangig Ausdruck des forstlichen Handelns. Besonders gilt dies für die beiden häufigsten Baumarten *Picea abies* (kein autochthones/natürliches Vorkommen in Rheinland-Pfalz) und *Pseudotsuga menziesii*, die in 16 bzw. 8 der 21 untersuchten NWR auftreten und die im Wirtschaftswald landesweit von großer Bedeutung sind. Deutlich geringer vertreten sind nicht-heimische Arten der Krautschicht: Am häufigsten fanden sich noch *Impatiens parviflora* (5 NWR), *Juncus tenuis* (3 NWR) und *Impatiens glandulifera* (ausschließlich in den 3 NWR der Rheinaue), alles Neophyten, die von BUTLER et al. (2017) in Rheinland-Pfalz als etabliert bzw. von WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) in Deutschland als fest eingebürgert eingestuft wurden (Tab. 2).

Die Vegetation der Naturwaldreservate und ihr Anteil an gebietsfremden Arten

Naturwaldreservate im Quervergleich

Die repräsentativen Vegetationsaufnahmen aus den 18 NWR, die auf ungezäunten Kernflächen, an Gitternetzpunkten oder Einzel-Dauerflächen aufgenommen wurden, zeigen für den jeweils letzten Aufnahmezeitpunkt im Vergleich zur Flora eine sehr viel weitere Spanne in der Beteiligung gebietsfremder Arten (Tab. 3). Neben Aufnahmeflächen in NWR, in denen Neophyten i. w. S. völlig fehlen (Katzenbacherhang, Rotenberghang, Stelzenbach 2), weisen andere sowohl bezogen auf die Artenzahl und/oder auf den Deckungsgrad der Feldschicht Werte von über 10 % auf (Gimpelrhein, Adelsberg-Eiche- und -Nadelholz-dominiert, Grünberg, Tabener Urwald, Himbeerberg). Meist treten aber nur 1-3 gebietsfremde Arten in der Feldschicht auf, was im Mittel einem Anteil von 6 % an der Artenzahl und von 9 % am Deckungsgrad entspricht. Ebenso wie bei der Flora sind es vor allem die nicht-einheimischen Gehölzarten – insbesondere *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* –, die hier für die starken Unterschiede zwischen den NWR sorgen. Als krautige Neophyten wurden allein *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora* und *Solidago canadensis* in

den drei Kernflächen der NWR Gimpelrhein, Oberer Karlskopf und Tabener Urwald gefunden, erreichten aber auch hier im Mittel einen maximalen Deckungsgrad von nur 5 %.

Generell zeigte sich ein positiver Zusammenhang zwischen der Gesamtartenzahl und der Zahl der Neophyten i. w. S. in den ungezäunten Dauerflächen ($r = 0,582$, $p = 0,007$). Die relativen Neophytenanteile waren jedoch nicht signifikant mit der Artenzahl oder der Deckungsgradsumme der Feldschicht korreliert. Zwischen der Gesamtartenzahl ($r = -0,029$, $p = 0,199$) bzw. dem Anteil der gebietsfremden Arten an der Artenzahl ($r = -0,029$, $p = 0,903$) und am Deckungsgrad ($r = -0,090$, $p = 0,708$) der Feldschicht und der Größe der Gesamtaufnahmefläche bestand ebenfalls kein signifikanter Zusammenhang. Mit zunehmendem Buchenanteil an der Baumschicht nahm sowohl die Zahl der Neophyten ($r = -0,445$, $p = 0,049$) als auch der Gefäßpflanzen insgesamt ($r = -0,607$, $p = 0,005$) ab, während sich die Zahl der Neophyten mit zunehmendem Nadelholzanteil erhöhte ($r = 0,662$, $p = 0,001$). Die starke Beteiligung von *Picea abies* in den höher gelegenen, meist dicht geschlossenen NWR von Hunsrück und Eifel bedingt auch die signifikant negativen Beziehungen zwischen dem Anteil an gebietsfremden Arten und der mittleren Temperatur- und Lichtzahl (Abb. 4). Mit zunehmender Temperaturzahl nahm ihr Anteil an der Artenzahl, mit zunehmender Lichtzahl der Anteil am Deckungsgrad ab. Alle übrigen strukturellen und standörtlichen Variablen (Tab. 3) zeigten keine signifikante Beziehung.

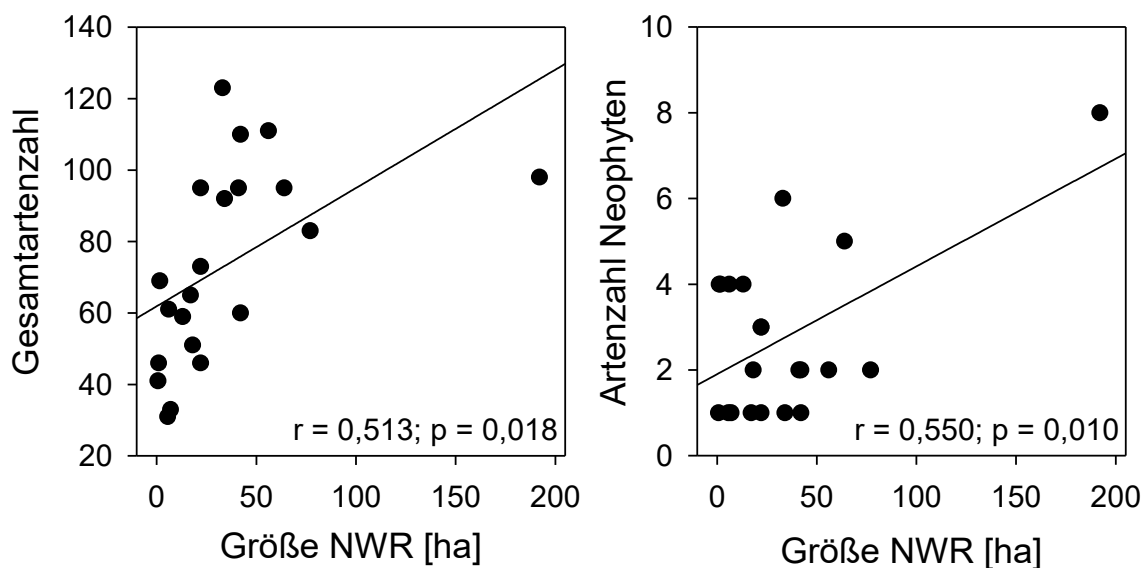


Abb. 2. Signifikante Beziehungen zwischen der Größe der NWR und der Gesamtartenzahlen sowie der Zahl an gebietsfremden Gefäßpflanzenarten (Neophyten i. w. S.).

Fig. 2. Significant correlations between size of the SFNR and total species number as well as number of non-native vascular plant species (neophytes in the broader sense).

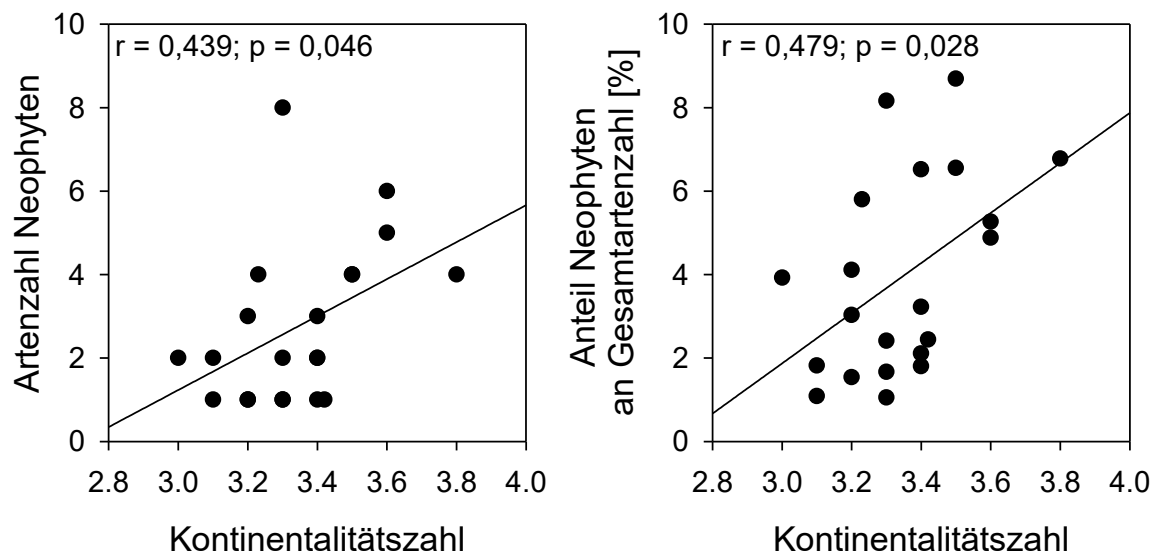


Abb. 3. Signifikante Beziehung zwischen der mittleren Kontinentalitätszahl (ermittelt anhand der Gesamtflorenliste der NWR) und der Zahl an gebietsfremden Gefäßpflanzenarten (Neophyten i. w. S.) sowie deren Anteil an der Gesamtartenzahl.

Fig. 3. Significant correlation between mean indicator value for continentality (based on the total floristic composition of the SFNR) and the number of non-native vascular plant species (neophytes in the broader sense) as well as their percentage of the total species richness.

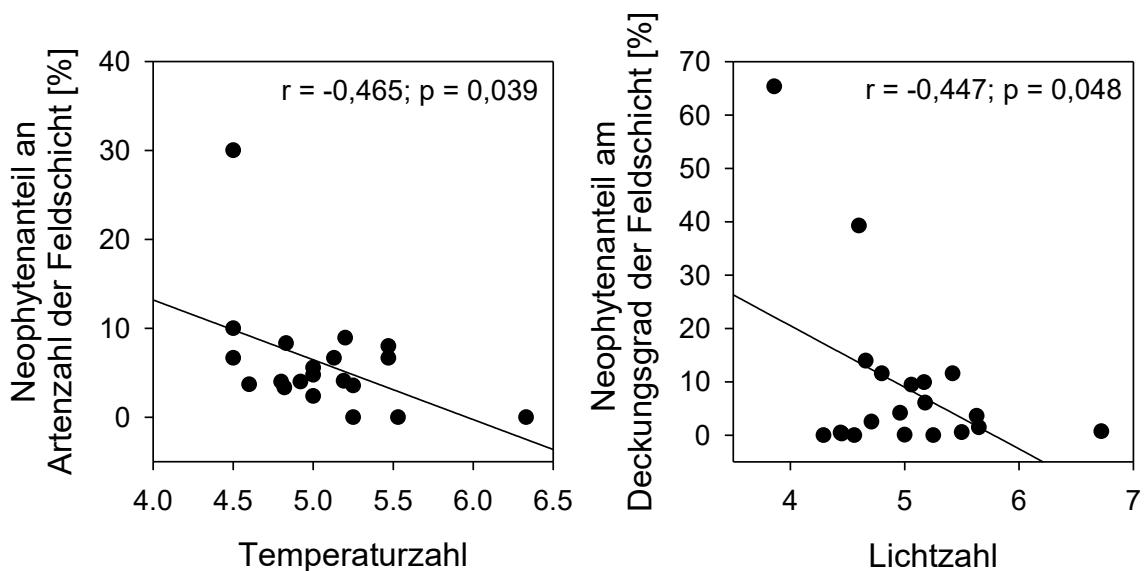


Abb. 4. Signifikante Beziehung der Anteile gebietsfremder Arten an der Artenzahl der Feldschicht und der mittleren Temperaturzahl (links) sowie ihr Anteil an der Deckungsgradsumme der Feldschicht (rechts) und der mittleren Lichtzahl (vergl. Tab. 4).

Fig. 4. Significant correlation between the percentage of non-native vascular plant species of species richness in the field layer and the indicator value for temperature (left) as well as the percentage of all non-native species of the accumulated coverage in the field layer and the indicator value for light (right, cf. Tab. 4).

Zeitliche Veränderungen

Von fünf Naturwaldreservaten liegen Wiederholungserhebungen im Abstand von mindestens zehn Jahren vor, so dass sie eine Aussage über die zeitlichen Veränderungen im Arteninventar und in der Vegetation erlauben. Drei NWR (Adelsberg, Grünberg, Eselskopf) waren dabei in den letzten Jahrzehnten nicht von größeren Störungen betroffen, während die beiden NWR Rotenberghang und Himbeerberg erst nach dem Windwurf von 1990 ausgewiesen und aufgenommen wurden.

In den ungestörten NWR (Tab. 4) verlief die Entwicklung uneinheitlich. So nahm die Gesamtartenzahl in den NWR Adelsberg und Eselskopf zu, im NWR Grünberg ab. Der Anteil an gebietsfremden Arten blieb im NWR Adelsberg und Grünberg gleich, während er im NWR Eselskopf gegenüber der 1. Aufnahme deutlich anstieg. Während in den Gesamtflorenlisten neben den dominierenden gebietsfremden Gehölzarten vereinzelt auch immer wieder krautige Neophyten zu finden waren, waren in den Vegetationsaufnahmen der Kernflächen und Gitternetzpunkte ausschließlich Gehölze als gebietsfremde Arten vertreten. Auch hier verlief die Entwicklung uneinheitlich. In den NWR Adelsberg und Eselskopf zeigten sich keine wesentlichen Veränderungen in der Artenzahl der Neophyten und ihrem Anteil an der Feldschicht. Anders verhielt sich das NWR Grünberg: da hier sowohl innerhalb als auch außerhalb des Zaunes die Gesamtartenzahl von 2005 bis 2017 deutlich abnahm (von 13 bzw. 11 Arten auf nur 4 Arten/400 m²), die Zahl gebietsfremder Arten mit zwei aber konstant blieb, stieg ihr prozentualer Anteil stark an. In den beiden Douglasien-geprägten NWR Grünberg und Eselskopf ging der Deckungsgrad von *Pseudotsuga menziesii* in der Strauchschicht von 2005 bis 2017 stark zurück. Da dies aber im NWR Grünberg mit einer gleichzeitigen Zunahme von *Picea abies* in der Strauchschicht verbunden war, lag der Anteil an gebietsfremden Arten am Deckungsgrad mit 63 % bzw. 72 % vergleichbar hoch wie bei der 1. Aufnahme (56 % bzw. 64 %). Auch im NWR Eselskopf ging der Gesamtdeckungsgrad der Strauchschicht mit ursprünglich viel *Pseudotsuga menziesii* sehr stark zurück, aber ohne dass gleichzeitig *Picea abies* zunahm. Dementsprechend sank hier der Anteil gebietsfremder Arten am Deckungsgrad von 63 % (ohne Zaun) bzw. 50 % (mit Zaun) auf 4 % (ohne Zaun) bzw. 20 % (mit Zaun). Im Quervergleich aller drei NWR gab es einen signifikanten Anstieg vom 1. zum 2. Aufnahmejahr allein beim Neophyten-Anteil an der Artenzahl, wie bereits beim NWR Grünberg betont, vor allem beeinflusst durch einen Rückgang der Gesamtartenzahl bei gleichzeitig gleichbleibender Zahl an gebietsfremden Arten.

In den beiden von Windwurf stark gestörten NWR Rotenberghang und Himbeerberg nahm die Gesamtartenzahl von 1991/93 bis 2016 ab (Tab. 5). Im NWR Himbeerberg betraf dies auch die gebietsfremden Arten, während diese im NWR Rotenberghang im Zuge der Sukzession konstant blieben. Dementsprechend sank der Anteil gebietsfremder Arten im NWR Himbeerberg von fast 6 % auf weniger als 2 %, während er sich im NWR Rotenberghang auf Grund der Halbierung der Gesamtartenzahl von 3 % auf über 6 % verdoppelte. Aktuell finden sich in beiden NWR nur gebietsfremde Gehölzarten, während in den ersten Jahren nach dem Windwurf auch krautige Neophyten (*Erigeron annuus*, *Impatiens parviflora*, *Juncus tenuis*, *Solidago canadensis*) beobachtet wurden. In den Gesamtartenzahlen und Deckungsgraden der Strauch- und Krautschicht der beiden NWR spiegelt sich die hohe Dynamik in den Kernflächen und Dauerflächen nach dem Windwurf deutlich wider. Unabhängig, ob gezäunt oder ungezäunt haben Gesamtartenzahl und Deckungsgrad stark abgenommen, insbesondere im Zeitraum zwischen 2002 (2. Aufnahme) und 2016 (3. Aufnahme). Insgesamt traten nur drei gebietsfremde Arten auf, wobei *Impatiens parviflora*

(Himbeerberg) und *Larix decidua* (Rotenberghang) nur in den ersten beiden Aufnahmezeiträumen (bis 2002) notiert wurden, während 2016 als gebietsfremde Art allein *Picea abies* noch in den Windwurf-Dauerflächen der beiden NWR vertreten war. In Verbindung mit dem starken Rückgang in den Gesamtartenzahlen und dem Deckungsgrad sorgte dies dafür, dass der Anteil der gebietsfremden Arten 26 Jahre nach dem Sturm zwischen 0 und 20 % (Artenzahl) bzw. 0 und 24 % (Deckungsgrad) schwankte.

Einfluss des Schalenwildes auf den Anteil gebietsfremder Arten

Elf der untersuchten NWR besitzen Kernflächen-Teile oder Einzel-Dauerflächen, die seit mindestens einem Jahrzehnt gezäunt sind. Im Vergleich mit den ungezäunten Kontrollflächen lässt sich an ihnen der Einfluss des Schalenwild-Verbisses auf die Vegetation aufzeigen (Tab. 6). Bei den Artenzahlen für die Feldschicht zeigte sich über alle Vergleichspaare kein signifikanter Unterschied. Im Zaun signifikant höher ist dagegen der mittlere Deckungsgrad, wofür vorrangig die dort verstärkt auftretende Gehölzverjüngung in Strauchschichthöhe verantwortlich ist. Bei den gebietsfremden Arten (ausschließlich Gehölze) liegt der Anteil nicht-heimischer Arten in den gezäunten Flächen etwas höher als außerhalb der Zäune, was in erster Linie auf die signifikant höhere Stetigkeit und den (nicht signifikant) höheren Deckungsgrad von *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* im Zaun zurückzuführen ist und besonders für die Douglasien-dominierten NWR Grünberg und Eselskopf sowie das Buchen-dominierte NWR Gottlob zutrifft. Nach vier bzw. sechs Jahren Zäunung ergaben die Weiserflächenpaare in den von starken Störungen betroffenen NWR Langbruch (Kahlschlag mit Entfernung standortsfremder Baumarten, Wiedervernässung) und Gebück (Windwurf, Borkenkäferbefall) bisher keinen Unterschied in der Zahl und dem Deckungsgrad gebietsfremder Arten mit und ohne Schalenwild-Einfluss (Tab. 6).

Einfluss der Bewirtschaftung auf den Anteil gebietsfremder Arten

Der direkte floristische Vergleich von fünf unbewirtschafteten NWR mit bewirtschafteten Vergleichsbeständen ergab – unter Berücksichtigung der meist geringeren Größe der bewirtschafteten Fläche – eine höhere Gesamtartenzahl im Wirtschaftswald (Tab. 7). Der Anteil gebietsfremder Arten war im unbewirtschafteten Wald durchgehend niedriger als im bewirtschafteten Wald, wo maximal 7 % der Gefäßpflanzenflora nicht-heimisch war. Auffallend ist, dass im Wirtschaftswald die krautigen Neophyten mit *Epilobium ciliatum*, *Impatiens parviflora*, *Juncus tenuis*, *Oxalis stricta* und *Senecio inaequidens* stärker vertreten waren als die sonst häufigeren gebietsfremden Gehölzarten (*Larix decidua*, *Picea abies*, *Prunus serotina*, *Pseudotsuga menziesii*).

Im vegetationskundlichen Vergleich zeichneten sich die Aufnahmeflächen im Wirtschaftswald durch einen signifikant höheren Artenreichtum und Deckungsgrad in der Feldschicht aus. In der absoluten Zahl waren die gebietsfremden Arten zwar im Wirtschaftswald mehr als doppelt so häufig vertreten wie im Nichtwirtschaftswald, prozentual ergab sich durch die höhere Gesamtartenzahl im Wirtschaftswald jedoch ebenso kein Unterschied wie auch bei ihrem Anteil am Deckungsgrad. Als krautiger Neophyt wurde allein *Impatiens parviflora* in den Aufnahmeflächen des Wirtschaftswaldes der NWR Katzenbacherhang und Rotenberghang notiert, ansonsten waren mit *Larix decidua*, *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* nur die in Rheinland-Pfalz häufigsten gebietsfremden Gehölze in NWR und Wirtschaftswald gleichermaßen stark vertreten.

Tabelle 4. Veränderungen in der Gesamtflora sowie der mittleren Artenzahlen und Deckungsgradsummen pro Aufnahme­fläche der Feldschicht (FS) in den NWR Adelsberg, Grünberg und Eselskopf. Die Kernfläche (KF) im NWR Adelsberg wurde in den Jahren 2000 und 2016, die Gitternetzpunkte (GNP) mit dominierender Buche (Bu), Eiche (Ei) und Nadelholz (NH) wurden 2006 und 2016 vegetationskundlich aufgenommen. In den KF der NWR Eselskopf und Grünberg erfolgten die Aufnahmen 2005 und 2017. (Z): mit Zaun, (oZ): ohne Zaun. Mit Hilfe eines Wilcoxon-Rangsummen-Tests wurden Unterschiede zwischen 1. und 2. Aufnahme sowohl innerhalb der NWR als auch in Form eines Quervergleichs über die verschiedenen Flächenvarianten der NWR hinweg statistisch geprüft. Signifikant höhere Werte sind fett hervorgehoben. MW: Mittelwert, SD: Standardabweichung des Mittelwerts.

Table 4. Changes in total floristic composition as well as mean species numbers and accumulated coverage per plot of the field layer (FS = herb + shrub layer) for the SFNR Adelsberg, Grünberg and Eselskopf. The core area (KF) of the SFNR Adelsberg was observed in 2000 and 2016, the grid points (GNP) with dominance of beech (Bu), oak (Ei) or conifers (NH) were observed in 2006 and 2016. In the core areas of the SFNR Eselskopf and Grünberg the surveys were done in 2005 and 2017. (Z): fenced, (oZ): unfenced. To find statistically significant differences between first and second survey within each single SFNR and as a cross-comparison between the different types of investigation area of each SFNR a Wilcoxon signed-rank test was applied. Significant higher values are printed in bold. MW: mean, SD: standard deviation of the mean.

	Adelsberg				Grünberg		Eselskopf			
Gesamtflora										
Untersuchungsjahr	2000	2006	2016		2005	2017	2005	2017		
Gesamtartenzahl	73	68	98		122	95	111	123		
Gebietsfremde Arten (n)	6	4	8		7	5	1	6		
Gebietsfremde Arten (%)	8,2	5,9	8,2		5,7	5,3	0,9	4,9		
Vegetation									Quervergleich	
Flächenvariante	GNP GNP GNP KF (Z) Bu (oZ) Ei (oZ) NH (oZ)				KF (oZ) ^a KF (Z)		KF (oZ) ^b KF (Z)		MW	SD
Aufnahmeflächengröße [m²]	400	314	314	314	400	400	400	400		
Zahl der Aufnahmeflächen (n)	29	43	28	23	4/8	16	2/8	14		
Artenzahl (FS)										
1. Aufnahme (2000-06)	9,0	3,9	6,8	9,7	13,3	11,1	18,0	19,4	11,4	5,3
2. Aufnahme (2016/17)	8,0	3,8	6,9	10,2	4,4	4,0	18,4	12,6	8,5	5,1
Gebietsfremde Arten (n)										
1. Aufnahme (2000-06)	0,03	0,2	0,4	1,1	2,3	2,2	1,0	1,6	1,1	0,9
2. Aufnahme (2016/17)	0,1	0,2	0,5	1,1	2,1	2,1	1,0	1,4	1,1	0,8
Anteil gebietsfremde Arten [%]										
1. Aufnahme (2000-06)	0,2	3,1	5,0	11,0	20,1	26,1	6,0	9,8	10,2	8,8
2. Aufnahme (2016/17)	0,9	3,7	6,2	12,4	49,6	55,6	5,1	11,5	18,1	21,7
Deckungsgrad (FS)										
Deckungsgradsumme [D° %]										
1. Aufnahme (2000-06)	18,1	6,2	10,1	13,0	27,9	31,7	53,0	50,8	26,4	18,0
2. Aufnahme (2016/17)	26,6	6,7	14,6	14,5	15,9	22,4	19,4	21,2	17,7	6,1
Anteil gebietsfremde Arten [%]										
1. Aufnahme (2000-06)	0,1	0,7	5,1	10,2	55,6	63,8	63,0	49,8	31,0	29,4
2. Aufnahme (2016/17)	0,5	0,9	7,9	11,1	63,4	72,4	4,3	20,2	22,6	28,8

^a nicht-paarweiser Test innerhalb der Flächenvariante des NWR, da bei der Erstaufnahme weniger und z.T. andere Untersuchungsflächen berücksichtigt wurden.

^b kein statistischer Vergleich innerhalb der Flächenvariante des NWR, da bei der Erstaufnahme nur zwei 400 m²-Flächen erfasst wurden.

Tabelle 5. Veränderungen in der Gesamtflora sowie der mittleren Artenzahlen und Deckungsgradsummen pro Aufnahme­fläche der Feldschicht (FS) in den NWR Rotenberghang und Himbeerberg, die im Jahr 1990 stark durch Windwurf gestört wurden. Die Gesamtflora wurde nur 1991/93/95 und 2016 erfasst, Vegetationsaufnahmen erfolgten 1991/93, 2002 und 2016. Innerhalb der Flächenvarianten der NWR wurden die Aufnahmezeiträume mit Hilfe eines Wilcoxon-Rangsummen-Tests im NWR Rotenberghang bzw. eines Mann-Whitney-U-Test im NWR Himbeerberg verglichen. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmezeiträumen. Aufgrund der geringen Zahl an Flächenvarianten wurde auf einen statistischen Quervergleich verzichtet. KF: Kernfläche, DF: Einzel-Dauerflächen, (oZ): ohne Zaun, (Z): mit Zaun. MW: Mittelwert, SD: Standardabweichung des Mittelwerts.

Table 5. Changes in total floristic composition as well as mean species numbers and accumulated coverage per plot of the field layer (FS = herb + shrub layer) for the SFNR Rotenberghang and Himbeerberg, both were strongly disturbed by windthrow in the year 1990. The total floristic composition was surveyed only in the years 1991/93/95 and 2016, vegetation relevés were conducted in the years 1991/93, 2002 and 2016. To find statistically significant differences between the time of investigation within the area types for the SFNR Rotenberghang the Wilcoxon signed-rank test and for SFNR Himbeerberg the Mann-Whitney U-test was applied. Different letters are given for significant differences between the years of investigation. Due to the low number of area types a cross-comparison for the observed types was not done. KF: core area, DF: single permanent plot, (oZ): unfenced, (Z): fenced. MW: mean, SD: standard deviation of the mean.

	Rotenberghang		Himbeerberg			
Gesamtflora						
Untersuchungsjahr	1991/92	2016	1993	1995	2016	
Gesamtartenzahl	95	46	72	88	60	
Gebietsfremde Arten (n)	3	3	4	4	1	
Gebietsfremde Arten (%)	3,2	6,5	5,6	4,5	1,7	
Vegetation						Quervergleich
Flächenvariante	KF (oZ)	KF (Z)	DF (oZ)	DF (Z)		
Aufnahme­flächengröße [m²]	100	100	100	100		
Zahl der Aufnahme­flächen (n)	10	15	20	7		
Artenzahl						
Artenzahlen (FS)						
1991/93	17,7a	19,4a	18,5a	26,6a	20,6	4,1
2002	8,5a	14,3a	15,4a	16,3ab	13,6	3,5
2016	1,7b	3,3b	2,0b	5,1b	3,0	1,5
Gebietsfremde Arten (n)						
1991/93	0,7a	0,9a	1,1a	0,6	0,8	0,2
2002	0,5a	1,0a	0,9a	0,9	0,8	0,2
2016	0b	0,2b	0,4b	0,7	0,3	0,3
Anteil gebietsfremde Arten [%]						
1991/93	4,2	5,2ab	7,9	2,5	5,0	2,3
2002	4,5	8,1a	9,9	5,1	6,9	2,5
2016	0	4,1b	19,2	13,9	9,3	8,8
Deckungsgrad (FS)						
Deckungsgradsumme [D° %]						
1991/93	107,9	67,4a	167,5a	199,6a	135,6	59,3
2002	52,8	87,8a	108,3a	94,7a	85,9	23,7
2016	1,3	6,3b	8,2b	6,1b	5,5	2,9
Anteil gebietsfremde Arten [%]						
1991/93	1,4	0,3	11,9	0,2	3,5	5,7
2002	0,7	1,1	8,4	0,9	2,8	3,8
2016	0	3,9	22,4	23,6	12,5	12,3

Tabelle 6. Einfluss des Schalenwildes auf die mittlere Artenzahl und Deckungsgradsumme pro Aufnahme­fläche der Feldschicht (FS) durch den Vergleich von Vegetationsaufnahmen in ungezäunten (oZ) und gezäunten (Z) Dauer­flächen (KF: Kernfläche, DF: Einzel-Dauerflächen, WG: Weisergatterpaare). Die Zäunungsvarianten der Kern­flächen- und Einzel-Dauerflächen wurden sowohl innerhalb der NWR (Mann-Whitney-U-Test) als auch in Form eines Quervergleichs über alle NWR hinweg (Wilcoxon-Rangsummen-Test) statistisch geprüft ($p < 0,05$). Signifikant höhere Werte sind fett hervorgehoben. Die NWR Gebück (Sukzession nach Windwurf und Borkenkäfer) und Langbruch (Sukzession nach Wiedervernässung und Entfernen gebietsfremder Baumarten) mit ihren Weisergatterpaaren wurden im statistischen Quervergleich nicht berücksichtigt, da diese Flächen im Vergleich zu den anderen NWR durch eine Sukzession nach einer größeren Störung gekennzeichnet sind und eine erst relativ geringe Zäunungsdauer vorliegt. MW: Mittelwert, SD: Standardabweichung des Mittelwerts.

Table 6. Comparison of vegetation relevés in unfenced (oZ) and fenced (Z) permanent plots (KF: core area, DF: single permanent plot, WG: small pairs of control-exclusion fenced plots) to assess the impact of deer browsing on mean species numbers and coverage per plot of the field layer (FS = herb + shrub layer). To find statistically significant differences between fenced and unfenced plots of the core area and single long-term plots within each SFNR the Mann-Whitney U-test and for cross-comparison between all SFNR the Wilcoxon signed-rank test was applied ($p < 0,05$). Significant higher values are printed in bold. The SFNR Gebück (succession after windthrow and bark beetle attack) and Langbruch (succession after removal of drainage and logging of dominating non-native tree species) with small pairs of control-exclusion fenced plots were not included in the cross-comparison, since in comparison to the other SFNR a relative short period of fencing and a high influence of the ongoing succession after disturbance is only characteristic for them. MW: mean, SD: standard deviation of the mean.

		Aufnahmeflächen				Artenzahl						Deckungsgrad			
		Flächen- größe	Flächen- zahl (n)	Jahre mit Zaun		Mittlere AZ		Gebietsfremde Arten (n)		Gebietsfremde Arten (%)		Deckungsgrad- summe		Gebietsfremde Arten (%)	
Zäunungsvariante		(m²)	oZ	Z	Zaun	oZ	Z	oZ	Z	oZ	Z	oZ	Z	oZ	Z
Katzenbacherhang	KF	400	5	11	39	17,0	30,2	0	0	0	0	29,8	115,7	0	0
Rotenberghang	KF	100	10	15	25	1,7	3,3	0	0,2	0	4,1	1,3	6,3	0	3,9
Grünberg	KF	400	8	16	16	4,4	3,9	2,1	2,1	49,6	55,2	15,9	19,9	63,4	72,7
Himbeerberg	DF	100	20	7	25	2,0	5,1	0,4	0,7	19,2	13,9	8,2	6,1	22,4	23,6
Gebück	KF	400	13	17	11	5,3	9,8	0,8	0,9	16,7	11,2	2,7	20,9	11,3	7,3
Gottlob	KF	400	9	9	31	15,0	12,0	0,8	1,0	5,0	8,5	46,3	85,9	1,3	26,9
Springenkopf	KF	400	11	11	31	9,4	10,2	0,5	0,9	5,4	9,1	31,0	27,5	0,5	14,0
Stelzenbach 1	KF	400	9	14	15	3,0	2,9	0,2	0,9	5,9	34,2	56,9	76,7	0,2	1,3
Stelzenbach 2	KF	400	12	13	15	3,5	5,4	0	0	0	0	8,7	4,0	0	0
Eselskopf	KF	400	8	14	15	18,4	12,6	1,0	1,4	5,1	11,5	19,4	21,2	4,3	20,2
Eischeid	KF	400	8	17	29	10,6	9,9	0,6	0,5	6,1	4,6	10,5	11,5	6,2	2,0
Etscheid	KF	400	13	16	11	16,6	14,8	0,4	1,4	1,9	10,1	49,8	71,0	0,5	1,6
Quervergleich MW						8,9	10,0	0,6a	0,8b	9,6	13,5	23,4a	38,9b	9,2	14,5
Quervergleich SD						6,4	7,5	0,6	0,6	14,0	15,9	19,2	37,9	18,3	20,8
Gebück	WG	144	11	11	6	17,5	15,8	0,8	1,4	6,4	9,1	92,6	98,5	11,8	14,3
Langbruch	WG	144	10	10	4	24,1	23,6	1,0	0,8	4,0	3,3	116,5	113,7	0,6	2,2

Tabelle 7. Die Gesamtflora sowie die mittlere Artenzahl und Deckungsgradsumme pro Aufnahme­fläche der Feld­schicht (FS) der NWR mit benachbarten Vergleichsflächen im Wirtschaftswald (WW). Beim NWR Springenkopf wurde die bewirtschaftete Vergleichsfläche außerhalb der Vegetationsaufnahme­flächen nicht floristisch erfasst. Die Bewirtschaftungsvarianten wurden sowohl innerhalb der NWR (Mann-Whitney-U-Test) als auch über die NWR hinweg in Form eines Quervergleichs (Wilcoxon-Rangsummen-Test) statistisch geprüft ($p < 0,05$). Signifikant höhere Werte sind fett hervorgehoben. MW: Mittelwert, SD: Standardabweichung des Mittelwerts.

Table 7. Total floristic composition as well as mean species numbers and accumulated coverage per plot of the field layer (FS = herb + shrub layer) for the SFNR with close-by investigation plots in still managed forests (WW). For the still managed reference area of the SFNR Springenkopf the total floristic composition was not recorded. To find statistically significant differences between unmanaged and managed areas within each SFNR the Mann-Whitney U-test and for cross-comparison between all SFNR the Wilcoxon signed-rank test was applied ($p < 0,05$). Significant higher values are printed in bold. MW: mean, SD: standard deviation of the mean.

	Katzenbacherhang		Rotenberghang		Himbeerberg		Springenkopf		Stelzenbach		Eischeid			
Bewirtschaftungsvariante	NWR	WW	NWR	WW	NWR	WW	NWR	WW	NWR	WW	NWR	WW		
Jahre ohne Bewirtschaftung	17-39	0	25	0	25	0	31	0	19	0	16-29	0		
Gesamtflora														
Größe (ha)	56	18	22	17	42	19,3	18		77	6,3	34	~34		
Gesamtartenzahl	111	104	46	58	60	84	51		83	83	92	116		
Gebietsfremde Arten (n)	2	2	3	4	1	6	2		2	4	1	3		
Gebietsfremde Arten (%)	1,8	1,9	6,5	6,9	1,7	7,1	3,9		2,4	4,8	1,1	2,6		
Vegetation (FS)													Quervergleich	
Aufnahmeflächengröße [m ²]	400	400	100	100	100	100	400	400	400	400	400	400	NWR	WW
Zahl der Aufnahme­flächen (n)	5	12	10	18	20	18	5	5	12	16	8	15	MW	SD
Artenzahl														
Gesamtartenzahl (n)	17,0	32,5	1,7	9,0	2,2	11,2	3,4	9,0	3,7	9,8	10,6	33,9	6,4	6,1
Gebietsfremde Arten (n)	0	1,0	0	0,4	0,4	0,9	0,6	1,0	0	0,1	0,6	1,6	0,3	0,3
Anteil gebietsfremde Arten [%]	0	3,2	0	8,8	19,2	9,3	18,7	12,0	0	0,7	6,1	4,8	7,3	9,3
Deckungsgrad														
Deckungsgradsumme [%]	29,8	87,5	0,7	34,2	7,5	37,7	2,7	3,2	8,7	34,5	10,5	104,4	10,0	10,4
Anteil gebietsfremde Arten [%]	0	8,2	0	8,1	21,7	0,9	12,0	20,5	0	0,1	2,9	0,9	6,1	8,9
													6,5	7,8

Diskussion

Die floristischen und vegetationskundlichen Ergebnisse aus den NWR Rheinland-Pfalz zeigen deutlich, dass gebietsfremde Arten in naturnahen Wäldern eine geringe Rolle spielen. Maximal 8,7 % (im Mittel 3,9 %) der Gefäßpflanzenflora der 21 untersuchten Reservate entfällt auf nicht-einheimische Arten. Basen- und stickstoffreiche Standorte der Tieflagen (wie etwa in den Rheinauen), an nicht-einheimischen Nadelholzarten reiche (Grünberg, Eselskopf), durch Windwurf (Rotenberghang) oder heute noch durch viele Wege gestörte NWR (Adelsberg-Lutzelhardt) weisen dabei mit einem Anteil von mehr als 5 % darauf hin, unter welchen Lebensbedingungen Neophyten besonders erfolgreich sind. Bodensaure, oligotrophe Wälder der Hochlagen von Hunsrück, Westerwald und Eifel, in denen die Buche von Natur aus dominiert, sind dagegen deutlich ärmer an gebietsfremden Arten, insbesondere dann, wenn sie vor ihrer Ausweisung als NWR nicht bereits durch gebietsfremde Nadelholzarten forstlich verändert wurden.

Der geringe Anteil von Neophyten in naturnahen Wäldern entspricht auch den Ergebnissen anderer Untersuchungen. Für das niedersächsische Berg- und Hügelland ergibt sich nach GARVE (2004) für die Gefäßpflanzenflora ein Neophytenanteil von 23,3 %. Im zentralen, walddreichen Solling mit seinen oligotrophen Standorten und häufigen Buchenbeständen beträgt er dagegen nur 11,1 % (SCHMIDT et al. 2008). In einem ausschließlich von naturnahen Laubwaldgesellschaften auf Kalk geprägten Teil des Göttinger Waldes entfielen nur 5,3 % der Gefäßpflanzenarten auf Neophyten (SCHMIDT & HEINRICHS 2017). In 17 NWR in Niedersachsen und Nordhessen lag der Neophyten-Anteil an der Gefäßpflanzenflora bei 7,3 %, im zentralen Teil der NWR (ohne randliche Störungszonen) bei maximal 3,3 % (SCHMIDT 2012). In bayerischen NWR waren von 563 Arten in der Krautschicht (1.618 Aufnahmen) nur 14 (2,5 %) Neophyten, im Wirtschaftswald wurden 25 neophytische Arten (4,1 %) in der Baum-, Strauch- und Krautschicht von 372 BZE-Aufnahmen gefunden (WINTER et al. 2009). ZERBE & WIRTH (2006) fanden bei der Auswertung von ca. 2.300 Vegetationsaufnahmen in bodensauren Kiefernbeständen des nordostdeutschen Tieflandes unter den insgesamt 362 Taxa nur 11 nicht einheimische Gefäßpflanzenarten (3 %). Unter den im europäischen Vegetationsarchiv gespeicherten 83.396 Wald-Vegetationsaufnahmen waren 386 (7 %) aller gelisteten Gefäßpflanzenarten gebietsfremd (WAGNER et al. 2017). Besonders stark beteiligt waren dabei unter den Lebensformen Gehölze (39 %), wie auch im Solling (SCHMIDT et al. 2008), im Göttinger Wald (SCHMIDT & HEINRICHS 2017), in den nordrhein-westfälischen (HEINRICHS et al. 2011), niedersächsischen, nordhessischen (SCHMIDT 2012) und rheinland-pfälzischen NWR. Unter den Waldgesellschaften sind europaweit Auenwälder besonders reich, Bruchwälder besonders arm an Neophyten, auch dies wird auf lokaler Ebene durch die Ergebnisse aus Rheinland-Pfalz bestätigt. Invasive Neophyten, d. h. Arten mit der Tendenz zu hohen Deckungsgraden und dem Verdrängen einheimischer Arten wie z. B. *Impatiens glandulifera* (NEHRING et al. 2013), wurden nur in Bereichen mit hoher Dynamik notiert. In den NWR der Rheinauen von Rheinland-Pfalz bildete *I. glandulifera* Dominanzbestände häufig entlang von Waldwegen, auf Freiflächen mit häufigen Überflutungen oder unter Pappelbeständen, allerdings ohne einheimische Arten zu verdrängen (VOR & SCHMIDT 2008).

Betrachtet man die Vegetationsaufnahmen, so liegt der Anteil gebietsfremder Arten mit im Mittel 6 % an der Artenzahl und 9 % am Deckungsgrad höher als an der Gesamtflora der NWR, ist aber immer noch unterdurchschnittlich im Vergleich zu Offenlandgesellschaften mit starkem menschlichen Einfluss und hoher Störungsintensität (BRANDES & GRIESE 1991, MASKELL et al. 2006, PYŠEK et al. 2009, SCHMIDT et al. 2009). Auffallend ist dabei die weite Spanne: neben NWR ohne Neophyten (Katzenbacherhang, Rotenberghang, Stelzenbach 2) gibt es NWR, in denen gebietsfremde Arten mit bis zu 30 % an der Artenzahl und bis zu 65 % am Deckungsgrad der Strauch- und Krautschicht beteiligt sind, wie z. B. das Douglasien- und Fichten-reiche NWR Grünberg. In Buchen-NWR Nordrhein-Westfalens erreichte der Neophyten-Anteil an der Artenzahl und dem Deckungsgrad dagegen jeweils nur maximal 7 % (HEINRICHS et al. 2011). Mit im Mittel weniger als 3 % an der Artenzahl und am Deckungsgrad war der Neophyten-Anteil in den meisten der von SCHMIDT (2012) untersuchten NWR in Niedersachsen und Nordhessen ebenfalls deutlich geringer als in Rheinland-Pfalz. Für diese Unterschiede zu den rheinland-pfälzischen NWR sind verschiedene Gründe verantwortlich: 1. In Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Nordhessen wurden überwiegend nur NWR mit relativ naturnaher Vegetation ausgewiesen und untersucht, d. h. es fehlen in den Buchenwaldgebieten u. a. NWR mit einer hohen Beteiligung nicht-heimischer Nadelholzarten. 2. *Picea abies* wird auf Grund ihres natürlichen Vorkommens im

Harz und Harzvorland für das niedersächsische Berg- und Hügelland als indigen (einheimisch) eingestuft (GARVE 2004). Viele der untersuchten NWR liegen aber außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Picea abies* (z. B. Solling, SCHMIDT et al. 2008), gleichwohl wurde das dortige Auftreten als einheimisch gewertet. In Nordrhein-Westfalen wurde *P. abies* dagegen ebenso wie in Rheinland-Pfalz als gebietsfremd (neophytisch) eingestuft, da es dort kein autochthones Vorkommen gibt. 3. Die Untersuchungen berücksichtigten nur die Neophyten in der Krautschicht, nicht auch die gebietsfremden Gehölze in der Strauchschicht. Gerade diese spielen aber in einzelnen rheinland-pfälzischen NWR (z. B. Grünberg, Himbeerberg) eine große Rolle.

Die starke Beteiligung von *Picea abies* in den NWR von Rheinland-Pfalz trägt auch wesentlich zu einigen Unterschieden zu den Ergebnissen aus bayerischen Wirtschaftswäldern bei (WINTER et al. 2009). Ohne die in Bayern autochthone *P. abies* erreichten Neophyten auch in den regelmäßig gestörten Buchenwäldern im Mittel weniger als 3 % Deckungsgrad. Mesotrophe Buchenwälder (*Galio-Fagetum*) waren dabei ärmer an Neophyten als oligotrophe, bodensaure Buchenwälder (*Luzulo-Fagetum*). Der Deckungsgrad der Neophyten stieg bis zu einer Mitteltemperatur von 8,5 °C an und nahm danach wieder ab – auch hier ein deutlicher Unterschied zu den Ergebnissen aus den NWR von Rheinland-Pfalz mit einer negativen Beziehung zwischen der mittleren Temperaturzahl und der Zahl an gebietsfremden Arten, der durch die starke Beteiligung von *P. abies* als Kühlezeiger wesentlich mit beeinflusst sein dürfte.

Zeitliche Veränderungen

Seit mehr als zwei Jahrhunderten wird eine stetige Zunahme von Neophyten in Europa beobachtet, mit einem exponentiellen Anstieg in der Mitte des 19. Jahrhunderts und einer gewissen Verlangsamung seit 1970 (PYŠEK et al. 2009). Untersuchungen von SCHMIDT et al. (2008), HÉDL et al. (2010), HEINRICHS et al. (2012, 2014), SCHMIDT (2012), JANTSCH et al. (2013), SCHMIDT & HEINRICHS (2015, 2017) zeigen an Hand von floristischen Inventuren und Vegetationsaufnahmen im Abstand von bis zu fünf Jahrzehnten, dass auch der Anteil an Neophyten in mitteleuropäischen Wäldern zugenommen hat. Für die drei in Rheinland-Pfalz mit Wiederholungsinventuren ausgestatteten NWR in der Optimalphase ergibt sich aber ebenso wie für die von HEINRICHS et al. (2011) untersuchten nordrhein-westfälischen Buchen-NWR dazu kein entsprechend klares Bild. Dies gilt auch für die beiden durch Windwurf gestörten NWR Rotenberghang und Himbeerberg, die sich in der Entwicklung des Anteils an gebietsfremden Arten konträr verhalten. Möglicherweise trägt zu diesem widersprüchlichen Bild vor allem die bisher geringe Beteiligung von *Impatiens parviflora* in den rheinland-pfälzischen NWR bei, die europaweit der erfolgreichste Neophyt in Wäldern ist (WAGNER et al. 2017). Im Gegensatz zum niedersächsischen und nordrhein-westfälischen Mittelgebirge, wo *I. parviflora* inzwischen als einziger Neophyt fester Bestandteil der Krautschicht sowohl der nichtbewirtschafteten Naturwälder als auch der Wirtschaftswälder ist (SCHMIDT et al. 2008, HEINRICHS et al. 2011, 2012, SCHMIDT 2012, SCHMIDT & HEINRICHS 2015, 2017), ist diese einjährige Art in den NWR von Rheinland-Pfalz dagegen immer noch eher selten zu finden. Nach Störungen kann sich *I. parviflora* auch in NWR rasch ausbreiten, wie z. B. im niedersächsischen NWR Königsbuche, wo ein Jahr nach einem Sommerorkan in den aufgelichteten Beständen der Neophyten-Anteil fast 9 % an der Artenzahl und 34 % am Deckungsgrad erreichte, 12 Jahre später aber bereits wieder auf 6 % gesunken war, woran *I. parviflora* entscheidend beteiligt war (SCHMIDT 2012, SCHMIDT & HEINRICHS 2012).

Einfluss des Schalenwildes

HÉDL et al. (2010) beobachteten beim Übergang von der Mittel- zur Hochwaldwirtschaft in thermophilen Eichenwäldern, dass gleichzeitig hohe Schalenwildsdichten auch die Ausbreitung von Neophyten förderten. In den Buchen-NWR in Nordrhein-Westfalen war dagegen im Vergleich gezäunter und ungezäunter Flächen ein Einfluss des Schalenwildes auf den Anteil gebietsfremder Arten an Artenzahl und Deckungsgrad nicht vorhanden. Dies gilt auch für die neophytischen Baumarten, die hier allerdings nur geringe Deckungsgrade erreichten. Es waren vor allem einheimische Arten wie *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* und *Sorbus aucuparia*, die sich im Zaun bis in Strauchschichthöhe besser entwickelten als außerhalb des Zaunes. Durch Wildverbiss und ohne waldbauliche Steuerung (d. h. auch bei fehlender Bewirtschaftung) blieb daher häufig allein *Fagus sylvatica* als einzige Baumart in der Verjüngung übrig (HEINRICHS et al. 2011, HEINRICHS & SCHMIDT 2013). In den untersuchten NWR in Rheinland-Pfalz zeigt sich im langfristigen Vergleich bei insgesamt hoher Schalenwildsdichte (SCHMIDT & HEINRICHS 2016) nur ein geringer Einfluss auf den Anteil gebietsfremder Arten, indem diese im Zaun etwas stärker vertreten waren als außerhalb. Als wichtigste gebietsfremde Baumart in den NWR von Rheinland-Pfalz wird *Picea abies* in der Verjüngung ähnlich verbissensempfindlich wie *Fagus sylvatica* eingestuft (GILL 2006, MANN 2009, HESSENMÖLLER et al. 2011, AMMER & VOR 2013). Im direkten Vergleich von Buche und Fichte fand MANN (2009) im Nationalpark Harz, dass in Buchenwäldern die Fichte, in Fichtenwäldern (in der Buchenstufe) die Buche in der Naturverjüngung die jeweils stärker verbissenen Baumarten waren. Diesem Ergebnis entspricht auch die Beobachtung in den NWR von Niedersachsen und Rheinland-Pfalz (HEINRICHS & SCHMIDT 2013, SCHMIDT & HEINRICHS 2016): im Zaun der überwiegend Buchen-dominierten Vergleichsflächenpaare war *Picea abies* stärker vertreten als außerhalb der Zäune, gleichzeitig erhöhte sich aber der Deckungsgrad der Feldschicht innerhalb der Zäune proportional noch stärker, so dass der Anteil gebietsfremder Arten insgesamt geringer und nicht signifikant unterschiedlich ausfiel.

Bisher gibt es keine Hinweise, dass die starke Zunahme der Wildschweinpopulation in den vergangenen Jahrzehnten einen Einfluss auf die Entwicklung der Neophyten ausgeübt hat. Wildschweine sorgen auch in Naturwäldern durch ihre Wühltätigkeit vor allem in Mastjahren von Buche und Eiche immer wieder für offenen Boden mit günstigen Keimungsplätzen für annuelle *Impatiens*-Arten (JENSCH 2004, SCHMIDT 2012, DÖLLE et al. 2016). *I. parviflora* konnte sich aber bisher außerhalb der Zäune in den untersuchten Vergleichsflächenpaaren der NWR von Rheinland-Pfalz nicht erfolgreich etablieren.

Einfluss der Bewirtschaftung

Forstliche Eingriffe sorgen direkt und indirekt in Wirtschaftswäldern für regelmäßige Störungen und begünstigen damit das Auftreten von gebietsfremden Arten (CHMURA 2004, WINTER 2005, WINTER et al. 2009, GALLARDO et al. 2017, MOUSTAKAS et al. 2018). Im floristischen Vergleich trifft dies auch für die in Rheinland-Pfalz untersuchten Wirtschaftswälder zu, die mit benachbarten NWR verglichen wurden. Da jedoch in nicht mehr bewirtschafteten Wäldern die Gesamtartenzahl und häufig auch auf Grund der stärkeren Beschattung der Deckungsgrad von Strauch- und Krautschicht niedriger liegen als im Wirtschaftswald (OHEIMB 2003, SCHMIDT 2005, SCHMIDT & SCHMIDT 2007, ŁYSIK 2008, PAILLET et al. 2010, HEINRICHS et al. 2011, DURAK 2012, HORVAT et al. 2017, KAUFMANN et al. 2017), kann der Anteil an gebietsfremden Arten in

der Vegetation relativ zunehmen. Dies gilt insbesondere, wenn sich unter den Neophyten Arten befinden, die inzwischen fester Bestandteil der Krautschicht von Wäldern sind (z. B. *Impatiens parviflora*) und sich nach natürlichen Störereignissen (z. B. großflächigem Windwurf) stark ausbreiten (SCHMIDT 2012, SCHMIDT & HEINRICHS 2012, 2015). Damit bestätigen die Untersuchungsergebnisse aus Rheinland-Pfalz entsprechende Vergleiche von NWR und benachbarten Wirtschaftswäldern in Niedersachsen und Nordhessen (SCHMIDT et al. 2008, SCHMIDT 2012, SCHMIDT & HEINRICHS 2015, 2017). Azonale Wälder auf Standorten, die auch natürlicherweise störungsreich sind, reagieren unterschiedlich. So fanden VOR & SCHMIDT (2008) im Vergleich von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern in der Hördter Rheinaue sowohl Auenwälder, in denen in bewirtschafteten Beständen der Anteil der Neophyten in der Krautschicht höher war als in den nicht bewirtschafteten NWR als auch Beispiele, wo sich kein Unterschied oder sogar umgekehrte Verhältnisse zwischen den Bewirtschaftungsvarianten ergaben. Auch in polnischen Schluchtwäldern unterschieden sich bewirtschaftete und unbewirtschaftete Aufnahmeflächen nicht in ihrem Anteil an Neophyten (BARAN et al. 2018). In beiden Fällen handelt es sich um Wälder auf Sonderstandorten, bei denen die Bewirtschaftung bereits in der Vergangenheit immer nur sehr extensiv erfolgte. In gewisser Weise trifft dies auch für die Ergebnisse aus Rheinland-Pfalz, Niedersachsen und Nordhessen zu, indem die hier zum Vergleich herangezogenen Wirtschaftswälder – meist Buchenwälder – aktuell überwiegend naturnah bewirtschaftet, d. h. kleinflächig (einzeltamm- oder gruppenweise) und nicht großflächig (kahlschlagartig) aufgelichtet werden.

Schlussfolgerungen

Gebietsfremde Arten spielen in den naturnahen, nicht mehr bewirtschafteten NWR in Rheinland-Pfalz eine untergeordnete Rolle. Im Vergleich zu Untersuchungen aus anderen Bundesländern (SCHMIDT et al. 2008, HEINRICHS et al. 2011, SCHMIDT 2012) sind vor allem krautige Neophyten – wie *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Epilobium ciliatum* oder *Solidago canadensis* – ausgesprochen gering vertreten. Dies gilt insbesondere für die naturnahen Buchenwald-NWR. Von keiner der genannten Arten konnte bisher in den NWR ein invasives Verhalten (NEHRING et al. 2013) mit einem Verdrängen einheimischer Arten oder einem Verlust an Diversität und Naturnähe beobachtet werden. Den größten Anteil unter den gebietsfremden Arten bilden die nicht-heimischen Gehölze, die in der Vergangenheit forstlich angebaut wurden und von denen sich vor allem *Picea abies*, *Larix decidua* und *Pseudotsuga menziesii* in den NWR vielfach spontan verjüngen. Sie sind damit ein Spiegel unserer Forst- und Kulturgeschichte (BRANDES 2008). Ob sich diese Arten ohne waldbauliche Unterstützung dauerhaft in den Wäldern halten können, werden zukünftige Wiederholungsinventuren in den NWR zeigen. Interessant dürfte dabei insbesondere die weitere Entwicklung in den Douglasien-reichen NWR Grünberg und Eselskopf sein (VOR & SCHMIDT 2006). Im Vergleich der Aufnahmen von 2005 und 2017 zeigt die Douglasie dort keine Invasivität, auch nicht in benachbarten, Eichen-reichen Beständen, wie dies z. B. KNÖRZER (1999) im Schwarzwald beobachtete. Im Gegenteil: Auf Grund der abnehmenden Lichtverfügbarkeit, einer dichter werdenden Streuauflage und Selbstausdünnungseffekten kommt es zu einem Rückgang der Douglasie. Sie ist vor allem in der Konkurrenz zur Buche unterlegen, so dass sich eine Entwicklung zu naturferneren Waldgesellschaften bisher nicht zeigt. Vielmehr wird sich mit dem weiteren Ausbreiten der Buche auch hier der Naturnähegrad beider NWR erhöhen.

Literaturverzeichnis

- ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. – Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern 1: 1-219.
- ALTHOFF, B., HOCKE, R. & WILLIG, J. (1991): Naturwaldreservate in Hessen. Ein Überblick. – Mitt. Hess. Landesforstverw. 24: 1-62.
- AMMER, C. & VOR, T. (2013): Verlust von Mischbaumarten durch Wildverbiss in Buchenwäldern. – AFZ-Der Wald 68 (1): 9-11.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2016): Forstliche Standortsaufnahme. 7. Aufl. – IHW-Verlag, Eching. 400 S.
- BARAN, J., BODZIARCZYK, J. & PIELECH, R. (2018): No differences in plant species diversity between protected and managed ravine forests. – For. Ecol. Manage. 430: 587-593.
- BRANDES, D. (2008): Invasive Pflanzen – Naturkatastrophen oder Spiegel unserer Kulturschichte? – Abh. Braunsch. Wiss. Ges. 59: 9-36.
- BRANDES, D. & GRIESE, D. (1991): Siedlungs- und Ruderalvegetation von Niedersachsen. – Braunsch. Geobot. Arb. 1: 1-173.
- BUTTLER, K.P., THIEME, M. & MITARBEITER (2017): Florenliste von Deutschland – Gefäßpflanzen. Version 9, Frankfurt am Main, September 2017, veröffentlicht im Internet unter <http://www.kp-buttler.de>
- CHMURA, D. (2004): Penetration and naturalization of invasive alien plant species (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Southern Poland). – Nat. Conserv. 60: 3-11.
- CHMURA, D. & SIERKA, E. (2007): The invasibility of deciduous forest communities after disturbance: A case study of *Carex brizoides* and *Impatiens parviflora* invasion. – For. Ecol. Manage. 242: 487-495.
- DAISIE (2009): Handbook of Alien Species in Europe. – Springer, Dordrecht. 399 S.
- DAVIES, M.A., THOMPSON, K. & GRIME, J.P. (2005): Invasibility: the local mechanisms driving community assembly and species diversity. – Ecography 28: 696-704.
- DÖLLE, M., HEINRICHS, S., SCHULTE, U. & SCHMIDT, W. (2016): Vom Auenwald zum Sauenwald – Vegetationsentwicklung in der Naturwaldzelle „Kerpener Bruch“ (Nordrhein-Westfalen). – Natur u. Landschaft 91: 161-169.
- DRAKE, J.A., MOONEY, H.A., DI CASTRI, F., GROVES, R.H., KRUGER, F.J., REJMANEK, M. & WILLIAMSON, M. (Eds.) (1989): Biological Invasions. – Scope 37: 525 S. Chicester.
- DURAK, T. (2012): Changes in diversity of the mountain beech forest herb layer as a function of the forest management method. – For. Ecol. Manage. 276: 154-164.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scripta Geobot. 18: 1-262.
- ELTON, C.S. (1958): The Ecology of Invasions of Animals and Plants. – Methuen, London. 191 S.

- ENGEL, F., BAUHUS, J., GÄRTNER, S., KÜHN, A., MEYER, P., REIF, A., SCHMIDT, M., SCHULTZE, J., SPÄTH, V., STÜBNER, S., WILDMANN, S. & SPELLMANN, H. (2016): Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung. – Naturschutz u. Biologische Vielfalt 145: 1-267.
- GALLARDO, B., ALDRIDGE, D.C., GONZÁLEZ-MORENO, P., PERGL, J., PIZARRO, M., PYŠEK, P., THUILLER, W., YESSON, C. & VILÀ, M. (2017): Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. – Global Change Biology 23: 5331-5343.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – 5. Fassung, Stand 1.3.2004. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen: 1-76.
- GAUER, J. & ALDINGER, E. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. – Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. Forstpflanzenz. 43: 1-324.
- GILL, R. (2006): The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. – In: DANELL, K., DUNCAN, P., BERGSTRÖM, R. & PASTOR, J. (Eds.): Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation: 170-202. Cambridge University Press, Cambridge.
- HÉDL, R., KOPECKY, M. & KOMÁREK, J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. – Divers. Distrib. 16: 267-276.
- HEINRICHS, S. & SCHMIDT, W. (2013): Windwurf und Eisbruch im Buchenwald: eine Chance für Eiche und andere Baumarten? Ergebnisse aus vier Naturwaldreservaten. – Forstarchiv 84: 181-197.
- HEINRICHS, S., SCHULTE, U. & SCHMIDT, W. (2011): Veränderung der Buchenwaldvegetation durch Klimawandel? Ergebnisse aus Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen. – Forstarchiv 82: 48-61.
- HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2012): Vegetation dynamics of beech forests on limestone in central Germany over half a century – effects of climate change, forest management, eutrophication or game browsing? – Biodiversity & Ecology 4: 49-61.
- HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2014): 50 Jahre Konstanz und Dynamik im Seggen-Hangbuchenwald (*Carici-Fagetum*) – Ein Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen im Göttinger Wald. – Tuexenia 34: 9-38.
- HESSENMÖLLER, D., NIESCHULZE, J., LÜPKE, N. v. & SCHULZE, E.-D. (2011): Identification of forest management types from ground-based and remotely sensed variables and the effects of forest management on forest structure and composition. – Forstarchiv 82: 171-183.
- HIERRO, J.L., MARON, J.L. & CALLAWAY, R.M. (2005): A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. – J. Ecol. 93: 5-15.
- HORVAT, V., BIURRUN, I. & GARCÍA-MIJANGOS, I. (2017): Herb layer in silver fir-beech forests in the western Pyrenees: Does management affect species diversity? – For. Ecol. Manage. 385: 87-96.

- JANTSCH, M.C., FISCHER, A., FISCHER, H.S. & WINTER, S. (2013): Shift in plant species composition reveals environmental changes during the last decades: A long-term study in beech (*Fagus sylvatica*) forests in Bavaria. – *Folia Geobot.* 48: 467-491.
- JENSCH, D. (2004): Der Einfluss von Störungen auf die Waldvegetation. Experimente in drei hessischen Buchenwäldern. – Diss. Bot. 386: 1-388.
- KAUFMANN, S., HAUCK, M. & LEUSCHNER, C. (2017): Comparing the plant diversity of paired beech primeval and production forests: Management reduces cryptogam, but not vascular plant species richness. – *For. Ecol. Manage.* 400: 58-67.
- KNÖRZER, D. (1999): Zur Naturverjüngung der Douglasie im Schwarzwald. Inventur und Analyse von Umwelt- und Konkurrenzfaktoren sowie eine naturschutzfachliche Bewertung. – Diss. Bot. 306: 283 S.
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart. 492 S.
- ŁYSIK, M. (2008): Ten years of change in ground-layer vegetation of European beech forest in the protected area (Ojców National Park, South Poland). – *Pol. J. Ecol.* 56: 17-31.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F.A. (2000): Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. – *Ecol. Appl.* 10: 689-711.
- MANN, T. (2009): Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwild-Einflusses und der Waldstruktur. – Cuvillier, Göttingen. 201 S.
- MASKELL, L.C., FIRBANK, L.G., THOMPSON, K., BULLOCK, J.M. & SMART, S. M. (2006): Interactions between non-native plant species and the floristic composition of common habitats. – *J. Ecol.* 94: 1052-1060.
- MEYER, P., BÜCKING, W., GEHLHAR, U., SCHULTE, U. & STEFFENS, R. (2007): Das Netz der Naturwaldreservate in Deutschland: Flächenumfang, Repräsentativität und Schutzstatus im Jahr 2007. – *Forstarchiv* 78: 188-196.
- MOUSTAKAS, A., VOUTSELA, A. & KATSANEVAKIS, S. (2018): Sampling alien species inside and outside protected areas: Does it matter? – *Sci. Total Environ.* 625: 194-198.
- MÜNCH, E. (2007): Die Datenbank Naturwaldreservate in Deutschland. – *Forstarchiv* 78: 197-201.
- NEHRING, S., KOWARIK, I., RABITSCH, W. & ESSL, F. (Hrsg.) (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. – BfN-Skripten 352: 1-202.
- OHEIMB, G. V. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. – *Naturwiss. Forschungsergebn.* 70: 274 S.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HJÄLTEN, J., ÒDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖMERMAN, M., BILSMA, R.-J., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S.,

- MAGURA, T., MATESANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIÀ, M.-T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRESZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K. & VIRTANEN, R. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. – *Conserv. Biol.* 24: 101-112.
- PYŠEK, P., LAMBDon, P.W., ARIANOUTSO, M., KÜHN, I., PINO, J. & WINTER, M. (2009): Alien vascular plants in Europe. – In: DAISIE (2009): *Handbook of Alien Species in Europe*: 43-61.
- ROTHERHAM, I.D. & LAMBERT, R.A. (2011): *Invasive and Introduced Plants and Animals. Human Perceptions, Attitudes and Approaches to Management*. – Earthscan, London, Washington D.C. 375 S.
- SCHMIDT, M. & SCHMIDT, W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. – *Forstarchiv* 78: 205-214.
- SCHMIDT, W. (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. – *For. Snow Landsc. Res.* 79: 111-125.
- SCHMIDT, W. (2012): Wie naturnah sind Naturwaldreservate? Neophyten und Therophyten als geobotanische Indikatoren. – *Forstarchiv* 83: 93-108.
- SCHMIDT, W., DÖLLE, M., BERNHARDT-RÖMERMANN, M. & PARTH, A. (2009): Neophyten in der Ackerbrachen-Sukzession – Ergebnisse eines Dauerflächen-Versuchs. – *Tuexenia* 29: 236-260.
- SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2012): 13 Jahre nach dem Sturm – Vegetationsentwicklung im Buchen-Naturwald „Königsbuche“ (südwestliches Harzvorland, Niedersachsen). – *Hercynia N.F.* 45: 81-110.
- SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2015): Umwelt- und Nutzungswandel im Kalkbuchenwald (*Hordehymo-Fagetum lathyretosum*) – Ein Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen aus dem Göttinger Wald. – *Hercynia N.F.* 48: 21-50.
- SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2016): Struktur und Artenreichtum der Vegetation in Naturwaldreservaten von Rheinland-Pfalz – Einfluss von Schalenwild und früherer Bewirtschaftung. – *Forstarchiv* 87: 182-193.
- SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2017): Flora und Vegetation der Lengder Burg im Göttinger Wald – Ein Hotspot der Phytodiversität und seine Veränderungen seit 1950. – *Tuexenia* 37: 95-125.
- SCHMIDT, W., HEINRICHS, S., WECKESSER, M., EBRECHT, L. & LAMBERTZ, B. (2008): Neophyten in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings. – *Braunschweiger Geob. Arb.* 9: 405-434.
- THOMAS, A., MROTZEK, R. & SCHMIDT, W. (1995): Biomonitoring in Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. – *Angew. Landschaftsökol.* 6: 1-150.
- VOR, T. & SCHMIDT, W. (2006): Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Vegetation der Naturwaldreservate „Eselskopf“ (Nordwesteifel) und „Grünberg“ (Pfälzer Wald). – *Forstarchiv* 77: 169-178.

- VOR, T. & SCHMIDT, W. (2008): Neophyten in der Hördter Rheinaue/Rheinland-Pfalz. – Forstarchiv 79: 143-151.
- WAGNER, W., CHYTRÝ, M., JIMÉNEZ-ALFARO, B., PERGL, J., HENNEKENS, S., BIURRUN, I., KNOLLOVÁ, I., BERG, C., VASSILEV, K., RODWELL, J.S., ŠKVORC, Ž., JANDT, U., EWALD, J., JANSEN, F., TSIRIPIDIS, I., BOTTA-DUKÁT, Z., CASELLA, L., ATTORRE, F., RAŠOMAVIČIUS, V., ČUŠTEREVSKA, R., SCHAMINÉE, J.H.J., BRUNET, J., LENOIR, J., SVENNING, J.-C., KACKI, Z., PETRÁŠOVÁ-ŠIBIKOVÁ, M., ŠILC, U., GARICA-MIJANGOS, I., CAMPOS, J. A., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., WOHLGEMUTH, T., ONYSHCHENKO, V. & PYŠEK, P. (2017): Alien plant invasions in European woodlands. – Divers. Distrib. 23: 969-981.
- WINTER, S. (2005): Ermittlung von strukturellen Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. – Diss. TU Dresden. 322 S.
- WINTER, S., WALENTOWSKI, H. & FISCHER, A. (2009): Neophyten im Wirtschaftswald. – LWF aktuell 73/2009: 8-11.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart. 765 S.
- WOLF, G. & BOHN, U. (1991): Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung. – Schriftenr. Vegetationskde. 21: 9-19.
- ZERBE, S. & WIRTH, P. (2006): Ecological range of invasive plant species in Central European pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. – Ann. For. Sci. 63: 189-203.

Folgende Seiten: Tabellen 1-3 zu:

Wolfgang Schmidt, Michaela Dölle, Steffi Heinrichs & Patricia Balcar: Gebietsfremde Gefäßpflanzen in Naturwaldreservaten von Rheinland-Pfalz

Tabelle 1. Übersicht der untersuchten NWR (mit Abkürzung in Klammern) in Rheinland-Pfalz: Wuchsgebiete (GAUER & ALDINGER 2005), Meereshöhe (Höhe ü. NN), Geologie, natürliche Waldgesellschaft, Größe der NWR, Jahr der Ausweisung/Erweiterung, Untersuchungsjahre, untersuchte Kernflächen (KF: oZ = ungezäunt; Z = gezäunt) sowie weitere untersuchte Flächenvarianten (DF = Einzel-Dauerflächen, unabhängig von Kernflächen, WW = benachbarter Wirtschaftswald, WG = Weisergatter, GNP = Gitternetzpunkte). * Ausweisung von jeweils 2 Kernflächen.

Table 1. Characterization of the investigated SFNR in Rhineland-Palatinate (abbreviation in parentheses): forest growth region, elevation, geology, natural forest community, SFNR size, year of establishment/extension, the survey years, available core areas (oZ = unfenced, Z = fenced) and other plot categories (DF = single permanent plots, independent from core areas, WW = adjacent managed forest; WG = fenced and unfenced indicator plot pairs, GNP = grid points). * 2 core areas available.

NWR	Wuchsgebiet	Höhe ü. NN	Geologie	Natürliche Waldgesellschaft	Größe (ha)	Ausweisung	Untersuchungsjahr(e)	KF	Weitere Fl.
Holländerschlag (HS)	Nördl. oberrhein. Tiefland	98-100	Alluvium	Querco-Ulmetum	1,2	1967	2010	Z	WW
Gimpelrhein (GR)		100-101	Alluvium	Querco-Ulmetum	6,4	1966	2010	oZ	WW
Oberer Karlskopf (OK)		99-101	Alluvium	Alno-Ulmetum, Querco-Ulmetum	13	1966	2010	oZ	WW
Katzenbacherhang (KH)	Saar-Nahe-Berg- und Hügelland	200-342	Perm (Rotliegendes)	Galio-Fagetum, Galio-Carpinetum	56	1972	2011	oZ, Z	WW
Rotenberghang (RH)	Saar-Pfälzisches Muschelkalkgebiet	350-430	Mittlerer und Oberer Buntsandstein	Luzulo-Fagetum	22	1991	1991/92, 2002, 2016	oZ, Z	WW
Adelsberg- Lutzelhardt (AB)	Pfälzerwald	245-399	Unterer Buntsandstein	Luzulo-Fagetum	192	1976/1999	2000 (KF), 2006 (GNP), 2016 (KF, GNP)	Z	GNP
Grünberg (GRB)		210-420	Unterer Buntsandstein/ Trifelschichten	Luzulo-Fagetum	65	2001	2006, 2017	oZ, Z	
Mummelsköpfe (MK)		240-400	Unterer Buntsandstein	Luzulo-Fagetum	53	1972/1998	2008	Z	
Tabener Urwald (TU)	Hunsrück	160-340	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Quercetum, Luzulo-Fagetum	22	1938/1982	2014	oZ	
Himbeerberg (HB)		520-580	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	42	1991	1993, 2002, 2016		DF (oZ, Z); WW
Gebück (GEB)		510-610	Unterdevon	Luzulo-Fagetum	35	1995	2008, 2009, 2012	oZ, Z	WG
Schwappelbruch (SBR)*		500-520	Unterdevon	Luzulo-Fagetum	22	1982/2004	2012	Z	
Langbruch (LB)		690-730	Unterdevon/Quarzit	Betuletum pubescentis, Luzulo-Fagetum	42	1982	2012, 2015 (WG)	oZ	WG
Palmbruch (PB)		620-660	Unterdevon	Betuletum pubescentis, Alnetum glutinosae	7	1955/1982	2012	Z	
Gottlob (GL)		735-800	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	17	1982	2013	oZ, Z	
Springenkopf (SK)		759-784	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	18	1982	2013	oZ, Z	WW
Ruppelstein (RS)	Westerwald	700-755	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	6	1982	2013	oZ	WW
Stelzenbach (SBA)*		340-430	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	77	1995/1999	2014	oZ, Z	WW
Eselskopf (EK)	Nordwesteifel	310-440	Unterdevon/Tonschiefer	Luzulo-Fagetum	33	2002	2006, 2017	oZ, Z	
Eischeid (EI)		550-650	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	34	1982	2011	oZ, Z	WW
Etscheid (ET)	Osteifel	440-540	Unterdevon/Tonschiefer	Galio-Fagetum	40,5	2001	2012	oZ, Z	

Tabelle 2. Natürliche Vegetationseinheit (AU – Auenwald, BR – Bruchwald, BU – Buchenwald), Nährstoffversorgung (OL – oligotroph, ME – mesotroph, EU – eutroph), Jahre ohne Bewirtschaftung, Gefäßpflanzen-Artenzahlen, mittlere Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001), vorkommende gebietsfremde Gefäßpflanzenarten (Neophyten i. w. S.) und deren Anteile an der Gesamtartenzahl, basierend auf der floristischen Kartierung der Gesamtreservate (Größe siehe Tab. 1) im letzten Untersuchungsjahr (bei den NWR MK – Mummelsköpfe = 0,6 ha und GEB – Gebück = 1,5 ha basierend auf allen Vegetationsaufnahmen).

Status-Angaben für die gebietsfremden Arten:

Rheinland-Pfalz (RLP) – BUTTLER et al. (2017): E – Neophyt, C – etabliert, T – sich etablierend, U – unbeständig, kA – keine Angaben (für RLP)

Deutschland (D) – WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998): I – indigen (einheimisch), E – fest eingebürgerter Neophyt, U-E, K – voraussichtlich in Einbürgerung befindliche Sippe, Kulturpflanze, kA – keine Angaben (für D)

Europa (EU) – DAISIE (2009): A – nicht einheimische Sippen von außerhalb Europas, E – europäische Sippe, welche außerhalb ihres natürlichen Areals auftritt. A/E – Sippe mit sowohl europäischem als auch außereuropäischem Areal.

Table 2. Natural vegetation (AU – lowland riparian forest, BR – swamp forest, BU – beech forest), nutrient supply (OL – oligotrophic, ME – mesotrophic, EU – eutrophic), years since abandonment, number of vascular plant species, mean indicator values regarding ELLENBERG et al. (2001), number of non-native and alien vascular plant species (neophytes) and their proportion of the total number of species, based on the floristic inventory of the total area of each SFNR (size see table 1) in the last year of investigation (in SFNR MK – Mummelsköpfe = 0,6 ha and GEB – Gebück = 1,5 ha, here based on all vegetation relevés).

Specifications for the non-native and alien plant species:

Rhineland-Palatinate (RLP) – BUTTLER et al. (2017): E – neophyte, C – established, T – in establishment, U – unsteady, kA – not specified (for RLP)

Germany (D) – WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998): I – indigenous, E – stable naturalised neophyte, U-E, K – expected naturalised taxon, cultivated plant, kA – not specified (for D)

Europe (EU) – DAISIE (2009): A – not indigenous taxons outside of Europe, E – European taxon, but outside its natural range. A/E – taxon with European as well as non-European range.

Naturwaldreservat (Abk. s. Tab. 1)	HS	GR	OK	KH	RH	AB	GRB	MK	TU	HB	GEB	SBR	LB	PB	GL	SK	RS	SBA	EK	EI	ET				
Natürliche Vegetationseinheit	AU	AU	AU	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BR	BR	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BU				
Nährstoffversorgung	EU	EU	EU	ME	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	ME				
Untersuchungsjahr	2010	2010	2010	2011	2016	2016	2017	2008	2014	2016	2012	2012	2012	2012	2013	2013	2013	2014	2017	2011	2012				
Jahre ohne Bewirtschaftung	43	44	44	17-39	25	17-40	16	10-36	76	25	17	8-30	4-30	57	31	31	31	19	15	16-29	11				
Gesamtartenzahl	46	61	59	111	46	98	95	41	73	60	69	95	110	33	65	51	31	83	123	92	95				
Mittlere Zeigerwerte																									
L - Lichtzahl	4,8	5,0	6,0	5,1	5,2	5,5	5,7	5,3	5,4	5,5	5,8	5,5	6,3	6,1	5,9	5,8	5,6	5,0	5,5	5,3	5,1				
T - Temperaturzahl	5,5	5,5	5,5	5,5	5,1	5,3	4,8	5,1	5,3	5,0	5,0	5,1	5,1	4,9	5,0	5,0	4,9	5,1	4,9	5,0	5,2				
K - Kontinentalitätszahl	3,5	3,5	3,8	3,4	3,4	3,3	3,6	3,4	3,2	3,3	3,2	3,3	3,1	3,2	3,2	3,0	3,4	3,3	3,6	3,1	3,4				
F - Feuchtezahl	5,5	5,9	7,4	5,0	5,4	5,2	5,2	5,5	5,4	5,5	5,5	6,2	6,0	7,5	5,6	5,6	5,5	6,0	5,3	6,0	5,7				
R - Reaktionszahl	6,8	6,7	6,9	6,3	4,4	4,4	4,6	4,9	4,7	4,8	4,0	4,9	4,3	3,3	4,4	3,7	3,6	5,4	4,9	5,0	5,3				
N – Nährstoff(Stickstoff)zahl	6,1	6,3	6,2	5,4	5,4	4,7	5,0	5,8	5,4	5,1	4,9	5,1	4,5	2,6	5,3	4,3	4,2	5,5	5,4	5,5	5,6				
Gebietsfremde Arten (Neophyten i .w. S.)	Status																					n			
	RLP	D	EU																						
<i>Abies grandis</i>	U-ka	ka	A																			1			
<i>Impatiens glandulifera</i>	E-C	E	A	x	x	x																3			
<i>Impatiens parviflora</i>	E-C	E	A	x	x		x		x													5			
<i>Juncus tenuis</i>	E-C	E	A				x	x													3				
<i>Larix decidua</i>	U	I	E	x			x													4					
<i>Larix kaempferi</i>	U	ka	A													x		1							
<i>Oxalis stricta</i>	E-C	E	A				x													1					
<i>Picea abies</i>	U	I	E	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	16				
<i>Pinus strobus</i>	E-U	ka	A				x	x													2				
<i>Populus hybrid.</i>	E-C	(E, K)	A	x		x													2						
<i>Prunus persica</i>	U	ka	E				x													1					
<i>Prunus serotina</i>	E-C	E	A				x	x													3				
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	T	U-E, K	A	x			x	x		x		x													8
<i>Quercus rubra</i>	E-ka	U-E, K	A													x							1		
<i>Robinia pseudoacacia</i>	E-C	E	A	x	x																2				
<i>Solidago canadensis</i>	E-C	E	A		x	x																2			
<i>Solidago graminifolia</i>	E-ka	E	A	x																		1			
<i>Thuja spec.</i>	U-ka	E (lok.)	E				x																1		
<i>Tsuga spec.</i>	U-ka	ka	A/E																	x			1		
Artenzahl (gebietsfremde Arten)	4	4	4	2	3	8	5	1	3	1	4	1	2	1	1	2	1	2	6	1	2	19			
%-Anteil an der Gesamtartenzahl	8,7	6,6	6,8	1,8	6,5	8,2	5,3	2,4	4,1	1,7	5,8	1,1	1,8	3,0	1,5	3,9	3,2	2,4	4,9	1,1	2,1				

Tabelle 3. Struktur, Artenzahlen, gebietsfremde Arten (Neophyten i. w. S.) und mittlere Ellenberg-Zeigerwerte der ungezäunten Flächenvarianten (KF – Kernfläche, DF – Einzel-Dauerfläche, GNP – Gitternetzpunkt, Bu – Buchen-, Ei – Eichen-, NH – Nadelholz-dominiert) in den untersuchten NWR zum Zeitpunkt der letzten Untersuchung (vergl. Tab. 1 und 2). In den NWR wurde eine unterschiedliche Zahl von Einzelflächen (100 bis 400 m² Größe) erfasst (siehe Tab. 1), die zu einer untersuchten Gesamtflächen-größe zusammengefasst wurden. Die Strukturvariablen geben dabei den Mittelwert über diese Gesamtflächengröße wieder, die Artenzahlen wurden über die Gesamtflächen-größe aufsummiert. Basierend auf der Artenausstattung der Gesamtfläche wurden die Neophyten-Anteile und mittleren Zeigerwerte ermittelt. k.A.: keine Angaben, da nur indifferente Arten vorkommend.

Table 3. Structure, species numbers, non-native and alien vascular plant species (neophytes) and mean Ellenberg-indicator values for the unfenced plots (KF – core area, DF – single permanent plot, GNP – grid point, Bu – beech-, Ei – oak-, NH – coniferous-dominated stands) in the observed SFNR at the time of last investigation (see table 1 and 2). A differing number of survey plots (size of 100 – 400 m²) in the observed SFNR (see table 1) was summarized to the total plot size. The data regarding the structure are given as means of the total number of plots, the species numbers were accumulated for all plots per area. Based on the species composition of the total investigated area the share of neophytes and mean indicator values were calculated. kA – not specified, as only indifferent species were present.

Naturwaldreservat (Abk. s. Tab. 1)	GR	OK	KH	RH	AB_Bu	AB_Ei	AB_NH	GRB	TU	HB	GEB	LB	GL	SK	RS	SBA1	SBA2	EK	EI	ET
Flächenvariante	KF	KF	KF	KF	GNP	GNP	GNP	KF	KF	DF	KF	KF	KF	KF	KF	KF	KF	KF	KF	KF
Anzahl Vegetationsaufnahmen	25	11	5	10	43	28	23	8	15	20	13	9	9	11	9	9	12	8	8	13
Aufnahmeflächengröße [m ²]	100	100	400	100	314	314	314	400	400	100	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400
Gesamtflächengröße [m ²]	2500	1100	2000	1000	13502	8792	7222	3200	6000	2000	5200	3600	3600	4400	3600	3600	4800	3200	3200	5200
Strukturvariablen																				
Deckung Baumschicht [BS %]	76,5	30,8	85,3	96,1	89,9	83,9	76,6	82,5	73,9	88,5	76,6	17,7	56,7	66,5	63,4	85,2	90,0	77,5	79,7	70,8
Buchenanteil (BS) [%]	0,0	0,0	0,0	84,9	55,9	24,5	19,0	49,9	53,8	75,9	91,4	3,1	94,1	98,7	81,0	99,9	76,9	2,0	92,5	62,1
Nadelholzanteil (BS) [%]	0,0	0,0	0,0	5,0	7,3	15,0	76,5	50,1	0,0	15,9	3,0	9,4	0,0	1,3	0,0	0,0	3,1	83,6	0,0	0,0
Neophytenanteil (BS) [%]	2,1	0,0	0,0	4,6	55,9	4,2	3,0	48,7	0,0	15,9	3,0	9,4	0,0	1,3	0,0	0,0	3,1	83,6	0,0	0,0
Deckungsgradsumme Feldschicht (FS) [%]	38,5	77,5	29,8	0,7	6,2	15,5	16,0	15,9	29,7	6,8	2,7	103,4	46,3	27,0	31,0	56,9	8,7	19,4	10,5	49,8
Gesamtartenzahlen																				
Baumschicht (BS)	10	7	2	6	8	7	8	4	7	6	4	3	2	2	2	2	4	10	2	2
Strauchschicht (SS)	10	4	3	1	4	7	7	5	10	2	1	4	4	2	2	2	1	9	3	7
Krautschicht (KS)	43	24	31	4	30	49	56	7	27	10	18	24	27	14	30	12	10	40	24	41
Feldschicht (FS = SS + KS)	45	25	33	5	30	49	56	10	28	10	18	25	27	15	30	12	10	42	25	42
Gebietsfremde Arten (Neophyten i. w. S.)																				
Anzahl Neophyten (FS)	3	2	0	0	2	2	5	3	1	1	1	1	1	1	1	1	0	2	1	1 Ø 1,4
Anteil an Artenzahl (FS) [%]	6,7	8,0	0	0	6,7	4,1	8,9	30,0	3,6	10,0	5,6	4,0	3,7	6,7	3,3	8,3	0	4,8	4,0	2,4 Ø 6,0
Anteil am Deckungsgrad (FS) [%]	14,0	3,6	0	0	4,2	11,6	9,5	65,4	11,6	39,3	9,9	0,7	1,5	0,1	0,5	0,3	0	6,1	2,5	0,4 Ø 9,0
Zeigerwerte																				
Licht	4,7	5,6	4,3	5,3	5,0	5,4	5,1	3,9	4,8	4,6	5,2	6,7	5,7	5,0	5,5	4,5	4,6	5,2	4,7	4,4
Temperatur	5,5	5,5	5,5	6,3	5,1	5,2	5,2	4,5	5,3	4,5	5,0	4,9	4,6	4,5	4,8	4,8	5,3	5,0	4,8	5,0
Kontinentalität	3,5	3,1	3,4	2,0	3,2	3,4	3,3	3,4	3,1	2,9	3,3	3,3	3,3	3,3	3,2	3,1	3,2	3,2	3,2	3,4
Feuchte	6,1	7,1	5,1	5,0	5,2	5,2	5,2	5,2	5,2	5,2	5,3	7,6	5,6	5,2	5,7	5,3	5,3	4,8	5,5	5,6
Reaktion	6,8	6,5	6,2	4,0	3,6	3,6	4,0	4,8	4,8	3,3	4,2	3,2	3,5	3,2	3,7	4,8	5,3	4,6	4,4	5,7
Nähr(Stick)stoff	6,5	6,8	5,9	k.A.	5,1	3,9	4,5	5,4	5,8	4,0	5,0	2,7	4,6	4,5	4,6	5,4	5,3	5,5	5,2	6,1

Die Bedeutung von Parks und Friedhöfen für einheimische und verwilderte Frühjahrs-Geophyten

Alexander Wietzke und Erwin Bergmeier

Abstract

Significance of parks and cemeteries for native and escaped spring geophytes

Urbanization and the accompanying degradation of semi-natural habitats enhance the importance of parks and cemeteries as habitats and refuges for many plant species. We surveyed native and non-native spring geophytes (*Chionodoxa*, *Crocus*, *Eranthis*, *Leucojum*, *Gagea*, *Galanthus*, *Muscari* and *Scilla*) in selected parks and cemeteries of Göttingen. Location, naturalization status, frequency and habitat preferences for light, structural conditions, management intensity and trampling tolerance of 20 species were recorded. The importance of the parks and cemeteries under study for native and adventive spring geophytes escaping from cultivation was evidenced by the occurrence of considerable plant populations. Contrary to current naturalization status information for Lower Saxony, some species (*Chionodoxa luciliae*, *Crocus tommasinianus*, *Crocus vernus*, *Eranthis hyemalis* und *Galanthus woronowii*) seem to have formed (tendentially) established populations. In agreement with studies in other North German cities, the significance of parks and cemeteries for many of the recorded taxa could be demonstrated from a regional perspective. Parks and cemeteries provide, not only in Göttingen, habitats for relict occurrences of two red-listed native species (*Gagea pratensis* and *Gagea villosa*) and host, as relicts of historic plantings, naturalized ornamental plants (“Stinsenpflanzen”).

Einleitung

Geophyten sind Pflanzenarten, deren Erneuerungsknospen sich an Wurzeln, Zwiebeln, Knollen oder Rhizomen unter der Erdoberfläche befinden (WAGENITZ 2003; FREY & LÖSCH 2010). Sie kommen hauptsächlich in Gebieten mit kalten Wintern und/oder trockenen Sommern vor (z. B. in kontinentalen Steppengebieten Eurasiens sowie im Mittelmeerraum), wo sie die thermisch oder hygisch ungünstige Jahreszeit unter der Erde geschützt überdauern (RÜTHER 2008; FREY & LÖSCH 2010). Frühjahrs-Geophyten können mithilfe der in ihren unterirdischen Speicherorganen enthaltenen Nährstoffe bereits im zeitigen Frühjahr austreiben und so diese Jahreszeit optimal nutzen (SCHWERTDFEGER 2008; HERMANN & ZIMMERMANN 2018). Viele indigene Geophyten Deutschlands gedeihen im zeitigen Frühjahr, weil ihre natürlichen Standorte (Wälder) im Sommer beschattet, also zu dunkel sind, um ausreichend Fotosynthese betreiben zu können (SCHWERTDFEGER 2008). Auf anthropogenen Flächen, wie Parks oder Friedhöfen, sind Gehölzränder belieb-

te Standorte von Frühjahrs-Geophyten, da es sich um wenig gestörte, häufig nur locker bewachsene Bereiche handelt, welche gute Wuchsbedingungen bieten (SCHWERDTFEGGER 2008). Auch Parkrasen können, je nach Alter und Pflegeintensität (Mahdzeitpunkt und -häufigkeit) geeignet für Frühjahrs-Geophyten sein (FISCHER 1997). Frühjahrs-Geophyten können auf verschiedene Weise auf städtische Grünanlagen gelangen. Zum einen mögen sie durch die historische Nutzung solcher Anlagen begünstigt worden sein (SAUERWEIN 2005). So finden sich häufig sogenannte Stinsenpflanzen, welche seit Jahrhunderten als Zierpflanzen in Gutsanlagen, Schlossparks und Gärten kultiviert wurden und längst eingebürgert sind (FISCHER 1997; NATH-ESSER 1997; POPPENDIECK 1998a; CHRISTENSEN 2000; SUKOPP & KOWARIK 2008). Hyazinthengewächse wie zum Beispiel *Chionodoxa*, *Muscari* und *Scilla* sind in Norddeutschland nicht indigen, sondern Neophyten (CHRISTENSEN 2000). Mithilfe von Stinsenpflanzen bzw. der Pflanzengesellschaften, mit denen ihr Vorkommen eng verbunden ist, kann somit auch die hortikulturelle Geschichte und das Alter von Parkanlagen oder Friedhöfen rekonstruiert werden (historischer Zeigerwert; FISCHER 1997; NATH-ESSER 1997; GRESSEL 2005). Stinsenpflanzen sind gebietsfremde Zierpflanzen, welche sich in den Gärten und Parks, wo sie gepflanzt wurden, dank langer Nutzungskontinuität etablieren und ausbreiten konnten (POPPENDIECK 1998b; SUKOPP & KOWARIK 2008). Der Begriff Stinsenpflanzen bezieht sich also nicht auf alle Populationen eines Taxons, sondern auf etablierte Populationen in meist traditionellen Grünanlagen; der floristische Status ist zu beachten (HENKER 2005; ZAHLHEIMER 2015). Regionale Stinsenpflanzen sind in einigen Gebieten Mitteleuropas urwüchsig, in Niedersachsen jedoch in Grünanlagen eingebürgert (z. B. *Galanthus nivalis*, *Scilla bifolia*; ZAHLHEIMER 2015). Manche Stinsenpflanzen, welche in mitteleuropäischen städtischen Grünflächen eingebürgert sind (z. B. *Crocus tommasinianus*) weisen in Südosteuropa (oder anderen Gebieten) native Populationen auf (POPPENDIECK 1998b). HENKER (2005) beschreibt alte Parkanlagen in Mecklenburg-Vorpommern als potenzielle Erhaltungsquelle für kulturhistorisch wertvolle Stinsenpflanzen und kartierte viele gesetzlich geschützte, teils vom Aussterben bedrohte oder gefährdete Pflanzen-Taxa. Auch wenn quantitative Angaben in der Literatur nicht gefunden werden konnten, dürften viele Vorkommen in Deutschland aufgrund von Standortveränderungen verschwunden sein (häufig infolge falscher oder übertriebener Pflegemaßnahmen bzw. Grundwasserspiegelsenkungen; FISCHER 1993, 1997). Früher fanden verwilderte Zierpflanzen oft wenig Interesse, was auch daran zu erkennen ist, dass viele Stinsenpflanzen mit außermittleuropäischer Herkunft in früheren Auflagen von Bestimmungsbüchern oft nicht behandelt wurden (CHRISTENSEN 2000). Neben historischen Anpflanzungen können viele dieser Frühjahrs-Geophyten auch durch Garten- und Friedhofsabfälle, Verwilderungen aus (ehemaligen) Grabbepflanzungen oder Beeten, angrenzende Gärten, als Pflanzgutbegleiter, über Saatbeimischungen oder durch Bodenanlieferungen ausgebreitet werden (ADOLPHI 1995; FISCHER 1997; WILHELM 2005). Darüber hinaus spielen regelmäßige Nachpflanzungen durch die zuständigen Grünflächenämter eine wichtige Rolle für die Populationsdynamik von Frühjahrs-Geophyten in Parks und auf Friedhöfen.

Friedhöfe in Berlin, Köln, Karlsruhe, Stuttgart und Bad Wildungen wiesen zwischen einem Drittel und der Hälfte des gesamten Arteninventars der jeweiligen Stadt auf, wobei auch Rote-Liste-Arten auftraten (KUNICK 1990). Die hohe Artendichte und das Vorkommen von Frühjahrs-Geophyten auf städtischen Grünflächen (in dieser Arbeit sind damit immer Parks und Friedhöfe gemeint) sind primär durch deren Alter, Habitatkontinuität und Größe, aber auch durch deren kleinflächige Struktur und Habitatvielfalt beeinflusst (KUNICK 1990; FISCHER 1993; ZERBE et al.

2004; SUKOPP & KOWARIK 2008). Kontinuität in der Art und Weise von Störungen führt zu einer Konkurrenzschwächung sonst überlegender Pflanzenarten, was konkurrenzschwachen Pflanzenarten zugutekommt. Jahrzehntelang gleichbleibende Pflege von historischen Grünanlagen garantierte stabile Standortbedingungen für die dort gepflanzten Arten. Weiterhin verbessert der oft sehr alte Baumbestand, der teils auf die Entstehung der Parks und Friedhöfe zurückgeht, die Wuchsbedingungen für viele Frühjahrs-Geophyten (SCHWERDTFEGER 2008). Die Habitatvielfalt und damit verbundene Artenvielfalt städtischer Grünflächen entsteht durch das Nebeneinander kontinuierlich intensiv, extensiv und nicht gepflegter Bereiche (KUNICK 1990; NATH-ESSER 1997) und durch Unterschiede des Nährstoffgehalts und Wasserhaltevermögens (KUNICK 1990). Dabei entsprechen besonders die häufig tiefgründig humosen Böden mit guter Nährstoffversorgung den natürlichen Wuchsbedingungen vieler Stinsenpflanzen (NATH-ESSER 1997). Ein weiterer Grund für den Artenreichtum alter Grünanlagen kann darin bestehen, dass Pflanzen, ob indigene oder anthropogene Populationen, ausreichend Zeit benötigen, um in entsprechende Grünanlagen einzuwandern und sich dort auszubreiten. Besonders für konkurrenzschwache indigene Arten sind Parks und Friedhöfe bis heute Rückzugsorte, so für *Gagea pratensis* und *Gagea villosa* (RAABE 1983, 1990; SAUERWEIN 1999; MÜCKSCHEL 2001, WILHELM 2005). Die Gründe für den Rückgang dieser Arten innerhalb ihrer traditionellen Habitate, z. B. Magerrasen, Äcker und Raine, sind anthropogen (Intensivierung der Landwirtschaft).

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war, Vorkommen, Häufigkeit und standörtliche Präferenzen ausgewählter Frühjahrs-Geophyten auf den innerstädtischen Untersuchungsflächen in Göttingen zu erfassen. Im Einzelnen wurden die folgenden Fragestellungen behandelt:

- Welche Arten der Frühjahrs-Geophyten- und Stinsenpflanzen-Gattungen *Chionodoxa*, *Crocus*, *Eranthis*, *Gagea*, *Galanthus*, *Leucojum*, *Muscari* und *Scilla* kommen in Parks und auf Friedhöfen Göttingens vor und mit welcher Abundanz? Haben die untersuchten Parks und Friedhöfe eine Refugialfunktion für gefährdete Taxa (Rote-Liste-Arten)?
- Welche standortbezogenen Präferenzen haben die ausgewählten Taxa hinsichtlich Beschattungsgrad, struktureller Ausstattung, Pflege, Tritt, Alter und Größe der besiedelten Flächen?
- Sind Etablierungstendenzen zu erkennen und entsprechen sie den floristischen Statuseinstufungen nach BUTTLER (2018) und GARVE (2004, 2007)? Etablieren sich manche Arten schneller als andere? Worin könnten die Gründe dafür liegen?
- Sind in Grünanlagen anderer Städte gleiche Muster bezüglich des Vorkommens und der Häufigkeit der erfassten Taxa zu erkennen?
- Wie könnten die Nutzung und Gestaltung von städtischen Grünflächen verändert werden, um bessere standörtliche Bedingungen für Frühjahrs-Geophyten aufzuweisen?

Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Fläche der über 1000 Jahre alten Stadt Göttingen erstreckt sich über den süd-nord-gerichteten, 6–8 km breiten und bis zu 200 m tiefen Leinegraben und angrenzende Hochflächen (GÖSIS 2012). Die mittlere Höhe des Stadtgebietes beträgt 149 m NHN (138 m bis 426 m; GÖSIS 2012). Göttingen wies von 1946–2011 eine Jahresdurchschnittstemperatur von 8,9 °C und eine durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge von 642 mm/m² auf (GÖSIS 2012).

Der geologische Untergrund des Stadtgebietes besteht größtenteils aus pleistozänen und holozänen Schluff-, Löss-, Ton- und Kalkablagerungen (LBEG 2012). Das gesamte Stadtgebiet umfasst eine Fläche von 11.573 ha, wobei die öffentlichen Grünflächen 255 ha einnehmen (GÖSIS 2012). Tabelle 1 zeigt die Größe und Entstehungszeit der in dieser Arbeit untersuchten Grünflächen.

Tabelle 1: Größe und Entstehungszeit der untersuchten Grünflächen Göttingens (MÖHLE 2000; Stadt Göttingen 2018; HOLZAPFEL 2012, mündl.).

Name	Größe (ha)	Entstehungszeit
Gauß-Weber-Anlage	0,4	1901
Bartholomäusfriedhof	1,82	1747
Albani-Friedhof und Cheltenhampark	3,05	1783 und 1964
Levinscher Park	3,58	um 1880
Klosterpark Weende	4	um 1180
Wallanlage	5,42 (Länge 2,8 km)	15 Jh.
Schillerwiese	8,15	ca. 1880–1905
Stadtfriedhof	35,6	1881

Datenerhebung und Dokumentation

Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich von Ende Februar bis Ende April (21.02.–27.04.2012). Bei den ausgewählten Grünflächen handelt es sich um relativ lang bestehende und große Flächen mit teils alten Gehölzbeständen und Rasenflächen. Die Flächen wurden in einem einwöchigen Rhythmus, zur Hauptblütezeit der ausgewählten Gattungen zwei bis dreimal wöchentlich, vollständig kartiert. Dabei wurden der Fundort (WGS-84-Koordinaten) sowie die Häufigkeit von blühenden Pflanzen notiert (Skala: I (bis 10), II (bis 20), III (bis 50), IV (bis 150), V (bis 500) und VI (bis 6000)). Nah beieinanderliegende Bestände der gleichen Art wurden als Teilpopulationen separat erfasst. Teilpopulationen auf Gräbern oder in angrenzenden Privatgärten wurden nicht aufgenommen. Da bei der Häufigkeitserfassung nur blühende Pflanzen erfasst wurden, können die Teilpopulationen tatsächlich (wesentlich) größer sein. Die Wuchsorte der Teilpopulationen wurden standörtlich und hinsichtlich statusrelevanter Eigenschaften genauer charakterisiert. Die mögliche Etablierung wurde entweder aufgrund früherer Aufnahmen am selben Fundort (THIELECKE 1987; DICKORÉ et al. 2008; AK Flora Göttingen 2012, unveröff. Daten 2004-09) oder anhand bestimmter Wachsmuster beurteilt. Da Neupflanzungen gewöhnlich als große Rondelle geplant werden, auch damit sie während der Mähsaison leicht umfahren werden können (HOLZAPFEL 2012, mündl.), wurden zerstreut oder vereinzelt vorkommende, sehr kleine Teilpopulationen als verwildert betrachtet. Auch wurden Teilpopulationen in der Nähe von Gräbern als verwildert betrachtet. Da am Göttinger Wall keine Anpflanzung aus neuerer Zeit bekannt ist (HOLZAPFEL 2012, mündl.), kann davon ausgegangen werden, dass dort vorgefundene Bestände verwilderte und teilweise auch schon etablierte Teilpopulationen darstellen. Abgesehen von der Etablierungstendenz wurde auch der Beschattungsgrad der Wuchsorte erfasst: ganzjährig bzw. im Sommer schattig (unter Nadel- bzw. Laubgehölzen, deren Kronen sich über dem Wuchsort berührten), halbschattig (in der Nähe von Gehölzen, jedoch keine Berührung der Kronen der Gehölze) und ohne Schatten (entfernt von Gehölzen). Die Trittbelastung wurde differenziert als nicht betreten (eingezäunte Flächen oder Blumenbeete), wenig betre-

ten (Rasenflächen, Baumscheiben) und häufig betreten (Pfade, Wege und Wegränder). Die Pflegeintensität der Flächen wurde mit den Kategorien intensiv, extensiv oder nicht gepflegt erfasst. Nachfolgend erläuterte Mahd-Frequenzen der unterschiedlichen Pflegeintensitäten galten in der Vergangenheit und werden aller Voraussicht nach auch in Zukunft für Göttingen Geltung haben: Intensiv gepflegte Flächen werden in der Regel sieben- bis neunmal im Jahr gemäht (per Sichelmäher). Die Mahd von intensiv gepflegten Flächen erfolgt ab einer Wuchshöhe von ca. 15 cm (zumeist im April beginnend; HOLZAPFEL 2012, mündl.). Extensiv gepflegte Bereiche werden in der Regel zweimal im Jahr, meist im Juni und September, geschlegelt (HOLZAPFEL 2012, mündl.). Das Schnittgut verbleibt sowohl bei intensiver als auch bei extensiver Pflege auf den Flächen (HOLZAPFEL 2012, mündl.). Nicht gepflegte Bereiche unterliegen keiner Mahd. Im Herbst wird eine Mulch-Mühle in das Mähwerk eingebaut, welche das Laub stark zerkleinert (HOLZAPFEL 2012, mündl.). Die Wallanlage und der Stadtfriedhof weisen eine abweichende Pflege auf. Die Wallkrone wird viermal im Jahr (meist im Mai, Juni, August und September) gemäht, die Wallböschung nur zweimal (meist im Juni oder Juli und September oder Oktober; HOLZAPFEL 2012, mündl.). Die Wallanlage wurde aufgrund ihrer geringen Mahd-Frequenz den extensiv gepflegten Bereichen zugeordnet. Bei den angrenzenden Grünflächen der Wallanlage handelt es sich um intensiv gepflegte Bereiche (HOLZAPFEL 2012, mündl.). Der Stadtfriedhof wird in der Vegetationsphase alle 1,5–2 Wochen gemäht (in trockenen Phasen auch seltener; MORITZ 2012, in litt.). Die Teilpopulationen des Stadtfriedhofs wurden wegen der häufigen Mahd den intensiv gepflegten Flächen hinzugezählt.

Die Sorten *Chionodoxa forbesii* 'Pink Giant', *Galanthus nivalis* f. *pleniflorus* 'Flore Pleno', *Scilla siberica* 'Alba' und *Scilla bifolia* 'Alba' wurden bei der Auswertung den jeweiligen Arten hinzugerechnet. Prozentuale Gesamtzahlen blühender Pflanzen (einzelner oder aller erfassten Arten) stellen arithmetisch gemittelte Werte der erfassten Teilpopulationen (nach Größenklassen) dar. Zur Dokumentation wurden mehrere Pflanzen, darunter mindestens ein bis zwei mit Zwiebel bzw. Knolle, herbarisiert und im Universitätsherbarium Göttingen (GOET) hinterlegt. Folgende Bestimmungsliteratur wurde genutzt: STERN 1956; MATHEW 1983; JÄGER et al. 2008; MEIEROTT 2008; JÄGER 2009; RUKSANS 2010; STACE 2010; SEYBOLD 2011. Gartenkataloge (KÜPPER & GRABOWSKI 2011; ROOZEN & ROOZEN 2011) und Gartenbücher (OUDSHOORN 2001; PAVORD 2009; WALDORF 2011) erwiesen sich beim Erkennen von Cultivaren als äußerst hilfreich. Zusätzlich wurden Farbfotos angefertigt, um relevante vergängliche Bestimmungsmerkmale zu dokumentieren. Zudem wurden mithilfe von ARCGIS 9.3 Verbreitungskarten mit Häufigkeitsdarstellungen der Arten für die jeweiligen Grünflächen erstellt, die aus Platzgründen hier nicht dargestellt werden können. Verbreitungskarten, Fotos und weitere Detailinformationen (u. a. exakte Koordinaten und Größe der erfassten Teilpopulationen) können auf Anfrage beim Erstautor eingesehen werden.

Neben den ausgewählten Frühjahrs-Geophyten wurden auch einheimische Arten erfasst, welche regelmäßig im Umfeld der erfassten Taxa auftraten.

Tabelle 2: Status und Gefährdung ausgewählter Taxa, sowie eigene Einschätzung für Göttingen. Status (BUTTLER 2018) und Rote-Liste-Niedersachsen (GARVE 2004): D (Deutschland), NI (Niedersachsen); Status: C (etabliert), ? (Angabe fraglich), t (tendenziell etabliert), u (unbeständig), u¹ (Erstnachweis in Niedersachsen, in BUTTLER 2018 nicht für Niedersachsen aufgeführt), * (ungefährdet), V (Vorwarnliste), 3 (gefährdet); Vorkommen in Parks und Friedhöfen Norddeutschlands: Indigen (einheimisch), Stinsenspflanze, andere Zierpflanze (Einstufung nach: VON BUTTLER & MEYER 1996, FEDER et al. 2011; GARVE 2005, HENKER 2005, KINTZEL & MÖLLER 2008).

Artname	Status (BUTTLER 2018)		Vorkommen in nord- deutschen Parks und Friedhöfen als:	Rote-Liste- Niedersachsen (GARVE 2004)	Eigene Status- beurteilung
	D	NI			
<i>Chionodoxa forbesii</i> Baker s. l.	C	t	Stinsenspflanze	u	t
<i>Chionodoxa luciliae</i> Boiss.	C	u	Stinsenspflanze	u	t
<i>Crocus ancyrus</i> (Herb.) Maw.	t	u ¹	Andere Zierpflanze	-	u
<i>Crocus biflorus</i> Mill.	t	u ¹	Andere Zierpflanze	-	u
<i>Crocus chrysanthus</i> (Herb.) Herb.	t	u	Andere Zierpflanze	u	u (bis t)
<i>Crocus flavus</i> Weston	t	u	Andere Zierpflanze	-	u (bis t)
<i>Crocus tommasinianus</i> Herb.	C	t	Stinsenspflanze	u	C
<i>Crocus vernus</i> Hill	C	?	Stinsenspflanze	-	t
<i>Eranthis hyemalis</i> L.	C	t	Stinsenspflanze	u	C
<i>Gagea lutea</i> (L.) Ker-Gawl.	C	C	indigen	*	C
<i>Gagea pratensis</i> (Pers.) Dum.	C	C	indigen	V	C
<i>Gagea villosa</i> (Bieb.) Duby	C	C	indigen	3	C
<i>Galanthus elwesii</i> Hook. f.	t	u	Stinsenspflanze	-	u (bis t)
<i>Galanthus nivalis</i> L.	C	C	Stinsenspflanze	*	C
<i>Galanthus woronowii</i> Losinsk.	t	u	Stinsenspflanze	-	t
<i>Leucojum vernum</i> L.	C	C	Stinsenspflanze	*	C
<i>Muscari armeniacum</i> Leichtlin ex Baker	C	t	Stinsenspflanze	u	u
<i>Muscari aucheri</i> (Boiss.) Baker	t	t	Andere Zierpflanze	-	t
<i>Scilla bifolia</i> L.	C	u ¹	Stinsenspflanze	-	u
<i>Scilla siberica</i> Haw.	C	C	Stinsenspflanze	*	C

Ergebnisse

Status, Gefährdung, Vorkommen und Häufigkeit der erfassten Frühjahrs-Geophyten

Stinsenspflanzen sind gebietsfremde Zierpflanzenarten, deren (Teil-)Populationen am Pflanzort ohne das Zutun des Menschen fort dauern; andere Zierpflanzen dagegen sind für den Erhalt ihrer (Teil-)Populationen auf Nachpflanzungen angewiesen. Indigene Arten wurden nicht (*Gagea*) oder teilweise (*Leucojum*) gepflanzt. Nach BUTTLER (2018) gelten die untersuchten Arten als in Deutschland etabliert (hierzu auch Indigene) oder tendenziell etabliert (Tabelle 2). Für Niedersachsen (nach BUTTLER 2018) gelten 8 der 20 vorgefundenen Arten als unbeständig (*Crocus*, *Galanthus* und *Scilla*), 11 als etabliert oder tendenziell etabliert, und für eine Art, *Crocus vernus*, fehlt eine abschließende Einstufung. Diesen Einschätzungen entsprechen die eigenen Statusbeurteilungen der untersuchten Göttinger Vorkommen nur zum Teil (Tabelle 2). So stufen wir beispielsweise *Chionodoxa luciliae* und *Galanthus woronowii* als tendenziell etabliert ein (und nicht als unbeständig; weitere Abweichungen siehe Tabelle 2).

Nachfolgend wird auf das Vorkommen und die Häufigkeit (durchschnittliche Anzahl blühender Pflanzen anhand skalierte Teilpopulationsgrößen) der erfassten Arten eingegangen (detaillierte Angaben in Tabellen 3 und 4):

Chionodoxa forbesii wurde auf allen Untersuchungsflächen, mit Ausnahme der Gauß-Weber-Anlage, vorgefunden. Dabei wies dieses Taxon, den Levinschen Park ausgenommen, eine regelmäßige Verbreitung auf (überwiegend kleine Teilpopulationen der Größenkategorien I und II), wobei die deutlich größte Individuenzahl auf der Wallanlage gefunden wurde.

Chionodoxa luciliae wurde, außer im Levinschen Park, auf allen Teilflächen festgestellt (überwiegend Teilpopulationsgrößen der Kategorien I bis III), wobei die höchste Dichte auf dem Bartholomäusfriedhof festgestellt wurde.

Crocus ancycensis besaß zwei bis zu zehn Individuen große Teilpopulationen, welche auf dem Stadtfriedhof erfasst wurden.

Crocus biflorus wurde, mit Ausnahme des Bartholomäusfriedhofs, auf allen Grünflächen erfasst und war zerstreut bis regelmäßig verbreitet. Die größten Individuenzahlen fanden sich auf dem Stadtfriedhof und der Wallanlage (überwiegend Teilpopulationsgrößen der Kategorien I bis IV).

Crocus chrysanthus wies auf der Schillerwiese eine regelmäßige, auf allen anderen Untersuchungsflächen eine zerstreute Verbreitung auf (Teilpopulationsgrößen der Kategorien I bis V), wobei die deutlich größten Individuendichten im Klosterpark Weende und auf der Wallanlage festgestellt wurden.

Crocus flavus (Abb. 1) war auf allen Untersuchungsflächen regelmäßig verbreitet (v.a. Teilpopulationsgrößen der Kategorien I, III und IV). Die größten Individuendichten wurden auf dem Stadtfriedhof und der Wallanlage erfasst.

Crocus tommasinianus kam auf allen Grünflächen regelmäßig verbreitet vor (vornehmlich Teilpopulationsgrößen der Kategorien I, III und IV), wobei die Schillerwiese die meisten Individuen aufwies.

Crocus vernus konnte, bis auf dem Albani-Friedhof und dem Cheltenhampark, auf allen untersuchten Grünflächen punktuell bis zerstreut verbreitet festgestellt werden (bevorzugt Teilpopulationsgrößen der Kategorien I, III und IV). Die mit Abstand meisten Individuen dieser Art wurden auf dem Stadtfriedhof erfasst.

Eranthis hyemalis trat punktuell, in der Gauß-Weber-Anlage und auf dem Stadtfriedhof auch regelmäßiger verbreitet auf (öfters mit Teilpopulationsgrößen der Kategorie III). Die größte Individuenzahl konnte auf dem Stadtfriedhof festgestellt werden.

Gagea lutea kam, außer auf der Schillerwiese, in allen untersuchten Grünanlagen punktuell verbreitet vor (häufig mit Teilpopulationsgrößen der Kategorien I und III). Die meisten Individuen wurden auf dem Albani-Friedhof und in dem Cheltenhampark vorgefunden.

Gagea pratensis wurde punktuell mit durchschnittlich je 5 Individuen in der Gauß-Weber-Anlage sowie im Klosterpark Weende und mit durchschnittlich 25 Individuen auf der Wallanlage festgestellt.

Gagea villosa fehlte auf dem Stadtfriedhof, dem Albani-Friedhof, im Cheltenhampark sowie der Schillerwiese. Auf den anderen Untersuchungsflächen trat diese Art meist örtlich sehr begrenzt auf (v.a. Teilpopulationsgrößen der Kategorie I).

Galanthus elwesii trat punktuell verbreitet auf dem Stadtfriedhof, Bartholomäusfriedhof und im Klosterpark Weende auf (überwiegend Teilpopulationsgrößen der Kategorie I).

Galanthus nivalis war, bis auf wenige Vorkommen in der Gauß-Weber-Anlage und dem Levinschen Park, auf allen anderen Untersuchungsflächen weit verbreitet (häufig mit Teilpopulationsgrößen der Kategorien II bis III). Die Wallanlage beherbergte dabei mit Abstand die meisten Individuen.

Galanthus woronowii war auf dem Albani-Friedhof, Stadtfriedhof und im Klosterpark Weende selten und punktuell verbreitet (Teilpopulationsgrößen der Kategorien I bis IV).

Leucojum vernum wurde im Klosterpark Weende, auf der Schillerwiese und im Levinschen Park punktuell und auf dem Stadtfriedhof weitläufiger verbreitet erfasst (hauptsächlich Teilpopulationsgrößen der Kategorie I). Die deutlich größte Individuenzahl wurde auf dem Stadtfriedhof erfasst.

Muscari armeniacum trat punktuell verbreitet auf dem Bartholomäusfriedhof, der Wallanlage und dem Stadtfriedhof auf (Teilpopulationsgrößen der Kategorien I bis III). Der Stadtfriedhof und die Wallanlage beinhalteten dabei die größten Individuenzahlen.

Muscari aucheri wurde auf dem Bartholomäusfriedhof, dem Albani-Friedhof und im Cheltenhampark vorgefunden (Teilpopulationsgrößen der Kategorie I bis III). Die meisten Einzelpflanzen wurden auf dem Bartholomäusfriedhof erfasst.

Scilla bifolia wurde auf der Wallanlage und auf der Schillerwiese vorgefunden (überwiegend Teilpopulationsgrößen der Kategorie I). Diese nur an drei Stellen vorgefundene Art war mit den meisten Individuen auf der Wallanlage vertreten.

Scilla siberica wurde auf allen Grünflächen regelmäßig vorkommend und weit verbreitet erfasst (insbesondere Teilpopulationen der Kategorie I). Die höchste Individuenzahl wurde auf dem Stadtfriedhof festgestellt.

Galanthus nivalis (29,8 % der erfassten Gesamtzahl blühender Pflanzen) und *Crocus tommasinianus* (26,2 %) wiesen die höchsten Individuenzahlen aller erfassten Arten auf (Tabelle 4). Die Wallanlage (25,8 % der erfassten Gesamtzahl blühender Pflanzen), der Stadtfriedhof (22,7 %) und die Schillerwiese (22,5 %) beherbergten die meisten aller erfassten Individuen (Tabelle 4). Die Arten mit den geringsten Zahlen an blühenden Pflanzen waren *Crocus ancyrensis* (0,02% der nachgewiesenen Frühjahrs-Geophyten; Stadtfriedhof und Klosterpark Weende), *Gagea pratensis* (0,1 %; Gauß-Weber-Anlage, Klosterpark Weende und Wallanlage) und *Scilla bifolia* (0,1%; Schillerwiese und Wallanlage).

Im näheren Umfeld der ausgewählten Arten wurden regelmäßig *Acer platanoides*, *Anemone nemorosa*, *Anemone ranunculoides*, *Carpinus betulus*, *Corydalis cava*, *Fagus sylvatica*, *Ficaria verna*, *Narcissus spec.*, *Primula elatior*, *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos*, *Tulipa spec.*, *Viola reichenbachiana* und *Viola spec.* vorgefunden.

Tabelle 3: Anteil der Bestandsgrößen von Teilpopulation (in %) der Arten an der Gesamtzahl der Populationen pro Art (absolut); Bestandsgrößen skaliert: I (bis 10 blühende Pflanzen), II (bis 20), III (bis 50), IV (bis 150), V (bis 500), VI (bis 6000).

Artname	I	II	III	IV	V	VI	Gesamtzahl aller Teilpopulationen pro Art (absolut)
<i>Chionodoxa forbesii</i>	56	20	8	7	7	3	61
<i>Chionodoxa luciliae</i>	53	11	28	3	6	0	36
<i>Crocus ancyrensis</i>	100	0	0	0	0	0	2
<i>Crocus biflorus</i>	22	19	28	25	6	0	36
<i>Crocus chrysanthus</i>	22	14	20	24	20	0	59
<i>Crocus flavus</i>	22	7	27	34	7	2	41
<i>Crocus tommasinianus</i>	23	7	23	27	7	13	86
<i>Crocus vernus</i>	31	6	33	22	6	3	36
<i>Eranthis hyemalis</i>	19	14	37	19	12	0	43
<i>Gagea lutea</i>	30	21	25	16	7	1	73
<i>Gagea pratensis</i>	67	0	33	0	0	0	3
<i>Gagea villosa</i>	90	10	0	0	0	0	20
<i>Galanthus elwesii</i>	67	11	11	11	0	0	9
<i>Galanthus nivalis</i>	14	25	30	20	8	3	175
<i>Galanthus woronowii</i>	25	25	25	25	0	0	4
<i>Leucojum vernal</i>	79	12	6	0	3	0	34
<i>Muscari armeniacum</i>	33	33	33	0	0	0	6
<i>Muscari aucheri</i>	36	27	27	9	0	0	11
<i>Scilla bifolia</i>	67	0	0	33	0	0	3
<i>Scilla siberica</i>	45	13	23	13	4	2	114

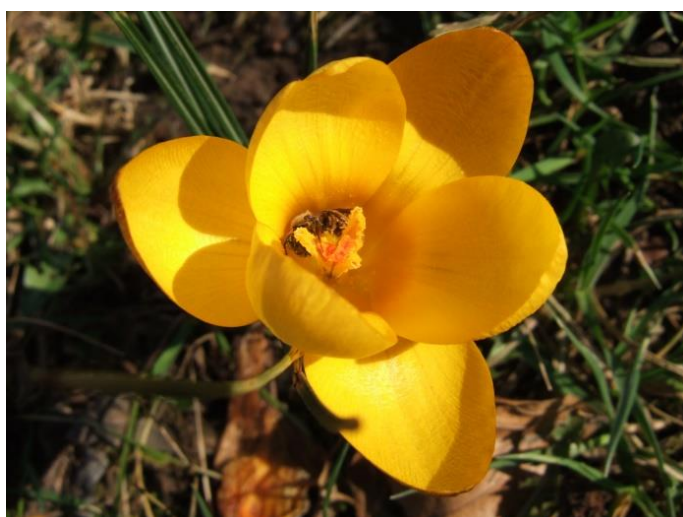


Abbildung 1: *Crocus flavus* (Bartholomäus-Friedhof, 6.3.2012, Alexander Wietzke).

Tabelle 4: Durchschnittliche Zahl blühender Pflanzen (arithmetisches Mittel) und Anzahl der Arten auf den Untersuchungsflächen. Weiterhin sind die Gesamtzahl blühender Pflanzen pro Art und Untersuchungsfläche und deren Anteil (%) an der Gesamtzahl blühender Pflanzen aller Arten angegeben. *Nachpflanzungen durch das Grünflächenamt Göttingen (HOLZAPFEL 2012, mündl.).

	Albani-Friedhof/ Cheltenhampark 3,05 ha	Bartholomäus- Friedhof 1,82 ha	Gauß-Weber- Anlage 0,4 ha	Klosterpark Weende 4 ha	Levinscher Park 3,58 ha	Schillerwiese 8,15 ha	Stadtfriedhof 35,6 ha	Wallanlage 5,42 ha	Gesamtzahl pro Art (Anteil an Gesamtzahl aller Arten in %)
<i>Chionodoxa forbesii</i>	115*	105*	0*	105*	5*	70	150	2765	3315 (6,1)
<i>Chionodoxa luciliae</i>	55*	610*	80*	25*	0*	115	60	15	960 (1,8)
<i>Crocus ancyrensis</i>	0*	0	0*	5*	0	0*	5	0	10 (0,02)
<i>Crocus biflorus</i>	35	0	35	15	50	185	585	505	1410 (2,6)
<i>Crocus chrysanthus</i>	185*	40*	50*	1400*	550*	440*	515*	1140	4320 (7,9)
<i>Crocus flavus</i>	105	150*	55	330*	155*	360*	665	655	2475 (4,5)
<i>Crocus tommasinianus</i>	180*	295*	500*	505*	10*	10385*	1970	390	14235 (26,2)
<i>Crocus vernus</i>	0*	275*	275*	75*	10*	185*	890*	165	1875 (3,4)
<i>Eranthis hyemalis</i>	35*	0*	130	50*	10	5*	1430*	65	1725 (3,2)
<i>Gagea lutea</i>	1250	5	25	600	430	0	10	515	2835 (5,2)
<i>Gagea pratensis</i>	0	0	5	5	0	0	0	25	35 (0,1)
<i>Gagea villosa</i>	0	15	45	10	10	0	0	30	110 (0,2)
<i>Galanthus elwesii</i>	0	5*	0	80*	0	0	55	0	140 (0,3)
<i>Galanthus nivalis</i>	345*	390*	5*	4730*	40*	355*	3015*	7350	16230 (29,8)
<i>Galanthus woronowii</i>	50	0	0	35	0	0	5	0	90 (0,2)
<i>Leucojum vernum</i>	0*	0	0	5*	15	10*	295	0	325 (0,6)
<i>Muscari armeniacum</i>	0	20	0	0	0	0	30	30	80 (0,1)
<i>Muscari aucheri</i>	25	150	0	0	0	0	0	0	175 (0,3)
<i>Scilla bifolia</i>	0	0	0	0	0	5	0	55	60 (0,1)
<i>Scilla siberica</i>	110*	75	305*	115*	230*	145*	2680*	345	4005 (7,4)
Gesamtanzahl pro Untersuchungsfläche (Anteil an Gesamtzahl aller Flächen in %)	2490 (4,6)	2135 (3,9)	1510 (2,8)	8090 (14,9)	1515 (2,8)	12260 (22,5)	12360 (22,7)	14050 (25,8)	54410 (100,0)
Arten pro Fläche	12	13	13	17	12	12	16	15	20

Verbreitungsmuster der Taxa auf den Grünflächen

Beschattungsgrad

In **tiefschattigen Bereichen** fanden sich nur wenige Individuen der Arten. Teilpopulationen von *Leucojum vernum* und *Galanthus woronowii* setzten sich mit etwas größeren prozentualen Anteilen (artspezifische Verteilung der Gesamtindividuenzahl) von den übrigen Arten ab (13,8 und 5,6 %, Tabelle 5).

An den **schattigen Stellen** wurden alle Arten außer *Crocus ancyrensis* und *Scilla bifolia* vorgefunden. Mit einem Anteil von 39,8–77,1 % der artspezifisch erfassten Gesamtindividuenzahl kamen die Taxa *Crocus tommasinianus*, *Eranthis hyemalis*, *Gagea lutea*, *Gagea pratensis*, *Gagea villosa*, *Galanthus elwesii*, *Leucojum vernum* und *Scilla siberica* mäßig häufig bis zahlreich vor. *Muscari armeniacum* trat besonders in schattigen Bereichen auf (93,8 %).

Halbschattige Flächen wurden von allen erfassten Arten besiedelt, wobei besonders hohe Individuenzahlen von *Chionodoxa forbesii*, *Chionodoxa luciliae*, *Muscari aucheri* und *Crocus vernus* auftraten (81,8–92,6 %). Teilpopulationen von *Crocus ancyrensis* und *Scilla bifolia* wurden ausschließlich (100 %) an halbschattigen Stellen erfasst. Zahlreich (52,5–72,7 %) wuchsen auch *Crocus biflorus*, *Crocus chrysanthus*, *Crocus flavus*, *Crocus tommasinianus* und *Galanthus nivalis* auf den halbschattigen Flächen.

Nicht beschattete Bereiche wurden nur durch wenige Arten besiedelt. Mäßig zahlreich (24,2–39,4 %) wurden Einzelpflanzen von *Crocus biflorus*, *Crocus chrysanthus* und *Crocus flavus* angetroffen.

Abbildung 2 stellt die Präferenz aller erfassten Individuen für bestimmte Beschattungsgrade dar. Die größte Individuenzahl (bezogen auf die Gesamtindividuenzahl aller Taxa) konnte im Halbschatten festgestellt werden (61 %).

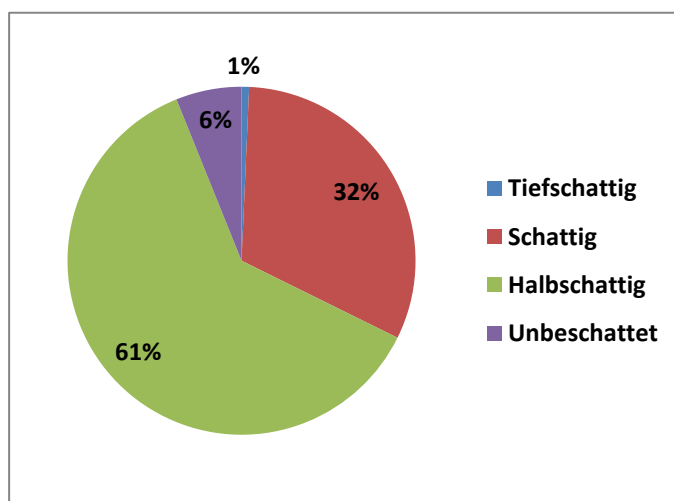


Abbildung 2: Verteilung der Gesamtzahl der blühenden Pflanzen aller vorgefundenen Arten auf verschiedene Beschattungsgrade.

Tabelle 5: Standortpräferenzen der einzelnen Arten hinsichtlich des Beschattungsgrades.

	Anteil der Gesamtzahl blühender Pflanzen einer Art an verschiedenen Beschattungsgraden (in %):			
	tiefschattig	schattig	halbschattig	nicht beschattet
<i>Chionodoxa forbesii</i>	0,2	5,6	92,6	1,7
<i>Chionodoxa luciliae</i>	0,0	18,2	81,8	0,0
<i>Crocus ancyrensis</i>	0,0	0,0	100,0	0,0
<i>Crocus biflorus</i>	0,0	8,2	52,5	39,4
<i>Crocus chrysanthus</i>	0,0	12,0	57,8	30,2
<i>Crocus flavus</i>	0,0	3,0	72,7	24,2
<i>Crocus tommasinianus</i>	0,1	39,8	59,4	0,7
<i>Crocus vernus</i>	0,0	4,0	91,5	4,5
<i>Eranthis hyemalis</i>	0,3	63,2	36,5	0,0
<i>Gagea lutea</i>	0,0	77,1	22,9	0,0
<i>Gagea pratensis</i>	0,0	71,4	28,6	0,0
<i>Gagea villosa</i>	0,0	72,7	27,3	0,0
<i>Galanthus elwesii</i>	0,0	75,0	25,0	0,0
<i>Galanthus nivalis</i>	1,6	26,8	70,1	1,6
<i>Galanthus woronowii</i>	5,6	55,6	38,9	0,0
<i>Leucojum vernum</i>	13,8	50,8	35,4	0,0
<i>Muscari armeniacum</i>	0,0	93,8	6,3	0,0
<i>Muscari aucheri</i>	0,0	11,4	82,9	5,7
<i>Scilla bifolia</i>	0,0	0,0	100,0	0,0
<i>Scilla siberica</i>	1,2	56,2	33,7	8,9

Habitatstrukturelle Eigenschaften

Unter Laubgehölzen wurden häufig Teilpopulationen von *Chionodoxa luciliae*, *Eranthis hyemalis*, *Gagea villosa*, *Galanthus woronowii*, *Muscari aucheri* und *Scilla siberica* erfasst (31,3–75,9 %, bezogen auf die artspezifische Verteilung der Gesamtindividuenzahl, Tabelle 6). *Gagea lutea*, *Galanthus elwesii* und *Muscari armeniacum* traten unter solchen standörtlichen Gegebenheiten mit den meisten ihrer Artindividuen auf (87,5–94,5 %).

Im Rasen oder in der Laubstreu unweit von Laubgehölzen waren sehr viele Individuen (79,9–92,3 %) von *Chionodoxa forbesii*, *Crocus tommasinianus*, *Crocus vernus*, *Gagea pratensis* und *Galanthus nivalis* anzutreffen. *Crocus ancyrensis* und *Scilla bifolia* kamen ausschließlich an diesen Standorten vor (100 %).

Auf mit Rasen bewachsenen Stellen, welche sich entfernt von Gehölzen befanden, wurden die Arten *Crocus biflorus*, *Crocus chrysanthus* und *Crocus flavus* mit mäßigen bis mittleren (24,2–32,3 %) Individuenzahlen erfasst.

Im Rasen oder in der Nadelstreu unweit von Nadelgehölzen konnten nur geringe Individuenzahlen einiger Arten (*Crocus tommasinianus*, *Eranthis hyemalis*, *Leucojum vernum*, *Galanthus nivalis*, *Galanthus woronowii* und *Scilla siberica*) festgestellt werden. *Leucojum vernum* setzte sich dabei mit einer etwas erhöhten Individuenzahl (12,3 %) von den anderen Arten ab.

Unter Nadelgehölzen wurden wenige Arten (*Chionodoxa forbesii*, *Galanthus nivalis*, *Leucojum vernalis* und *Scilla sibirica*) mit geringen (0,1–1,5 %) Individuenzahlen erfasst.

Das größte prozentuale Vorkommen von Frühjahrs-Geophyten (72,2 %) wurde nahe von Laubgehölzen in mit Rasen bewachsenen oder einer Streuschicht bedeckten Bereichen erfasst (Tabelle 6). Mäßig häufig (20,9 %) wurden Pflanzen aller Taxa unter Laubgehölzen angetroffen. Rasenflächen, welche sich entfernt von Gehölzen befanden, sowie Stellen nahe oder unter Nadelgehölzen wurden nur durch wenige Individuen besiedelt.

Tabelle 6: Standortpräferenzen der einzelnen Arten hinsichtlich habitatstruktureller Eigenschaften.

Artname	Anteil der Gesamtzahl blühender Pflanzen einer Art (in %)				
	unter Laubgehölzen	im Rasen oder in der Laubstreu unweit von Laubgehölzen	im Rasen entfernt von Gehölzen	im Rasen oder in der Nadelstreu unweit von Nadelgehölzen	unter Nadelgehölzen
<i>Chionodoxa forbesii</i>	5,9	92,3	1,7	0,0	0,2
<i>Chionodoxa luciliae</i>	31,3	68,8	0,0	0,0	0,0
<i>Crocus ancyrensis</i>	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
<i>Crocus biflorus</i>	4,6	63,1	32,3	0,0	0,0
<i>Crocus chrysanthus</i>	1,4	68,4	30,2	0,0	0,0
<i>Crocus flavus</i>	4,6	71,1	24,2	0,0	0,0
<i>Crocus tommasinianus</i>	8,3	90,7	0,7	0,3	0,0
<i>Crocus vernus</i>	14,9	80,5	4,5	0,0	0,0
<i>Eranthis hyemalis</i>	75,9	23,5	0,0	0,6	0,0
<i>Gagea lutea</i>	94,5	5,5	0,0	0,0	0,0
<i>Gagea pratensis</i>	14,3	85,7	0,0	0,0	0,0
<i>Gagea villosa</i>	50,0	50,0	0,0	0,0	0,0
<i>Galanthus elwesii</i>	89,3	10,7	0,0	0,0	0,0
<i>Galanthus nivalis</i>	16,0	79,9	1,6	2,1	0,4
<i>Galanthus woronowii</i>	55,6	38,9	0,0	5,6	0,0
<i>Leucojum vernalis</i>	21,5	64,6	0,0	12,3	1,5
<i>Muscari armeniacum</i>	87,5	12,5	0,0	0,0	0,0
<i>Muscari. aucheri</i>	48,6	45,7	5,7	0,0	0,0
<i>Scilla bifolia</i>	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scilla sibirica</i>	52,8	37,8	8,9	0,4	0,1
Prozentuale Verteilung aller erfassten Individuen	20,9	72,2	5,9	0,8	0,1

Pflegeintensität

Auf **intensiv gepflegten Teilflächen** kamen alle ausgewählten Arten vor und verzeichneten, bis auf *Galanthus woronowii*, dort auch ihre höchsten Individuenzahlen (63,6–98,5 %, Tabelle 7). Drei Arten (*Crocus ancyrensis*, *Gagea pratensis* und *Galanthus elwesii*) kamen ausschließlich auf intensiv gepflegten Flächen vor.

Auf **extensiv gepflegten Flächen** war zumeist eine eher geringe Individuenzahl (1,2–8,3 %) der Arten anzutreffen. *Galanthus woronowii* wurde hier jedoch mit den meisten Individuen erfasst (55,6 %). Neben *Galanthus woronowii* wurden *Chionodoxa luciliae*, *Crocus flavus* und *Muscari aucheri* ebenfalls mit etwas höheren Individuenzahlen (11,7–15,1 %) in diesen Bereichen erfasst. *Gagea lutea* und *Gagea villosa* traten an diesen Stellen, im Gegensatz zu den restlichen Taxa, mit deutlich höheren (28,6 und 36,4 %) Individuenzahlen auf.

In **nicht gepflegten Bereichen** wurden vier Arten (*Crocus biflorus*, *Crocus chrysanthus*, *Crocus flavus* und *Crocus tommasinianus*) mit einer geringen Individuenzahl von 0,4–7,1 % erfasst.

Zusammenfassend wurde die größte Anzahl (93,9 %) aller aufgenommenen Individuen auf intensiv gepflegten Teilflächen erfasst (Tabelle 7). Extensiv gepflegte Bereiche beherbergten dagegen lediglich 5,7 % aller erfassten Individuen und nicht gepflegte Flächen nur 0,4 %.

Tabelle 7: Standortpräferenzen der einzelnen Arten hinsichtlich der Pflegeintensität.

	Anteil der Gesamtzahl blühender Pflanzen einer Art an unterschiedlich gepflegten Bereichen in %:		
	intensive Pflege	extensive Pflege	ohne Pflege
<i>Chionodoxa forbesii</i>	93,2	6,8	0,0
<i>Chionodoxa luciliae</i>	84,9	15,1	0,0
<i>Crocus ancyrensis</i>	100,0	0,0	0,0
<i>Crocus biflorus</i>	89,4	3,5	7,1
<i>Crocus chrysanthus</i>	97,2	2,3	0,5
<i>Crocus flavus</i>	86,3	11,7	2,0
<i>Crocus tommasinianus</i>	98,5	1,2	0,4
<i>Crocus vernus</i>	97,9	2,1	0,0
<i>Eranthis hyemalis</i>	94,5	5,5	0,0
<i>Gagea lutea</i>	71,4	28,6	0,0
<i>Gagea pratensis</i>	100,0	0,0	0,0
<i>Gagea villosa</i>	63,6	36,4	0,0
<i>Galanthus elwesii</i>	100,0	0,0	0,0
<i>Galanthus nivalis</i>	95,1	4,9	0,0
<i>Galanthus woronowii</i>	44,4	55,6	0,0
<i>Leucojum vernum</i>	98,4	1,6	0,0
<i>Muscari armeniacum</i>	93,8	6,3	0,0
<i>Muscari aucheri</i>	85,7	14,3	0,0
<i>Scilla bifolia</i>	91,7	8,3	0,0
<i>Scilla siberica</i>	93,6	6,4	0,0
Prozentuale Verteilung aller erfassten Individuen	93,9	5,7	0,4

Tritt

Häufig betretene Flächen wurden durch wenige Individuen (5,4 und 1,5 %) zweier Arten (*Eranthis hyemalis* und *Galanthus nivalis*) besiedelt.

Viele Arten kamen ausschließlich auf **wenig betretenen Flächen** vor (100 %: *Chionodoxa forbesii*, *Chionodoxa luciliae*, *Crocus ancyrensis*, *Crocus vernus*, *Gagea lutea*, *Gagea pratensis*, *Gagea villosa*, *Galanthus elwesii*, *Galanthus woronowii*, *Leucojum vernalis*, *Muscari aucheri*, *Muscari armeniacum* und *Scilla bifolia*). Viele weitere Arten (*Crocus biflorus*, *Crocus chrysanthus*, *Crocus flavus*, *Crocus tommasinianus*, *Eranthis hyemalis*, *Galanthus nivalis* und *Scilla siberica*) kamen hier ebenfalls mit hohen Individuenzahlen (92,9–99,6 %) vor.

An **nicht betretenen Stellen** wurden geringe Individuenzahlen von *Crocus biflorus* (7,1%), *Crocus chrysanthus* (0,5%), *Crocus flavus* (2%) und *Crocus tommasinianus* (0,6%) erfasst.

Zusammenfassend wurde die höchste Individuenzahl (99,0 %) aller erfassten Arten auf wenig betretenen Flächen aufgenommen. Häufig und nicht betretene Teilflächen wurden nur durch wenige Individuen (0,6 und 0,4 %) aller Arten besiedelt.

Größe und Alter der Flächen

Mit steigender Flächengröße nahmen die Individuenzahlen tendenziell zu. Die Wallanlage wies, als drittgrößte Fläche, dabei die meisten erfassten Individuen auf (Tabelle 4). Auch die Artenzahl zeigte tendenziell einen leichten Anstieg mit zunehmender Flächengröße. Dabei beinhaltete die zweitgrößte Fläche (die Schillerwiese), entgegen des genannten Trends, weniger Arten als kleinere Flächen. Ein Zusammenhang zwischen dem Alter der Flächen und deren Arten- bzw. Individuenzahlen war nicht zu erkennen.

Diskussion

Bedeutung der Grünflächen für Frühjahrs-Geophyten

Die Bedeutung der untersuchten Parks und Friedhöfe für einheimische sowie eingebürgerte Frühjahrs-Geophyten konnte durch zum Teil beachtliche Teilpopulationsgrößen nachgewiesen werden, z. B. von *Chionodoxa forbesii*, *Crocus chrysanthus*, *Crocus tommasinianus* (Abb. 3), *Eranthis hyemalis*, *Gagea lutea*, *Galanthus nivalis* und *Scilla siberica*. Auch die Rote-Liste-Arten *Gagea pratensis* und *Gagea villosa* wurden in einigen Parks und Friedhöfen vorgefunden. Die Vorkommen in der Gauß-Weber-Anlage und auf der Wallanlage bestätigen frühere Aufnahmen (GARVE & PESEL 1983; THIELECKE 1987; AK Flora Göttingen 2012, unveröff. Daten 2004-09). Einige Grünflächen Göttingens sind damit Refugialräume für die beiden Goldstern-Arten. Entgegen der überregionalen Rote-Liste-Einstufung der beiden *Gagea*-Arten (GARVE 2004) erscheint *Gagea pratensis* im Göttinger Stadtgebiet seltener und mit weniger Teilpopulationen und Pflanzenindividuen, stärker gefährdet als *Gagea villosa*.

Die untersuchten Grünflächen wiesen hinsichtlich der Verbreitung und Häufigkeit der erfassten Taxa teilweise deutliche Unterschiede auf. Wie zu erwarten war, zeigten die erfassten Frühjahrs-Geophyten eine deutliche Präferenz für halbschattige und schattige Bereiche (Abb. 2). Manche Arten schienen dabei eher schattige (z. B. *Gagea*-Arten), andere hingegen halbschattige Wuchsorte (z. B. *Chionodoxa*-Arten) zu bevorzugen (Tabelle 5). Nicht beschattete Flächen stellten für einen

Großteil der untersuchten Geophyten keine bevorzugten Standorte dar. *Crocus biflorus*, *C. chrysanthus* und *C. flavus* traten in diesen Bereichen jedoch relativ häufig auf und schienen an die Standortbedingungen besser angepasst zu sein. Das Vorkommen dieser Arten auf solchen Flächen entspricht den präferierten natürlichen Habitaten (u. a. offenes Grasland oder alpine Rasen; JÄGER et al 2008). Das spärliche Auftreten der erfassten Frühjahrs-Geophyten an tiefschattigen Stellen ist vermutlich auf Lichtmangel (insbesondere im Frühjahr), Bodenversauerung (aufgrund von Nadelstreu) und geringeren Nährstoffgehalt (Nährstoffentzug insbesondere durch immergrüne Nadelbäume) zurückzuführen. *Leucojum vernum*, eine einheimische Laubwaldart in den Muschelkalkgebieten um Göttingen, die mit einem mäßigen Individuenanteil auch in tiefschattigen Parkbereichen vorkam (Tabelle 5), scheint als einzige Art sehr schattentolerant zu sein. Die meisten anderen erfassten Arten wurden an Baumscheiben von Laubgehölzen oder zumindest in der Nähe von belaubten Bäumen und Sträuchern auf entsprechend halbschattigen bzw. schattigen Flächen vorgefunden (Tabelle 6). Baumscheiben stellen zumeist erhöhte und somit größtenteils von intensiver Mahd verschonte Bereiche dar, welche durch geringeren Lichtgenuss häufig nur einen lockeren Bewuchs aufweisen (MÜCKSCHEL 2001) und somit optimale Wuchsbedingungen für Frühjahrs-Geophyten bieten. Baumscheiben wurden besonders häufig durch *Gagea lutea*, *Muscari armeniacum*, *Galanthus elwesii* (Abb. 4) und *Eranthis hyemalis* besiedelt (Tabelle 6).



Abbildung 3: *Crocus tommasinianus* (Wallanlage, 06.03.2012, Alexander Wietzke).



Abbildung 4: *Galanthus elwesii* (Stadtfriedhof, 02.03.2012, Alexander Wietzke).

Darüber hinaus kamen bei den meisten Arten, bis auf *Muscari armeniacum*, die größten Individuenzahlen auf intensiv gepflegten Flächen vor. Zwar erscheinen solche Bereiche auf den ersten Blick nicht als die geeignetsten Standorte, doch sind viele Vorkommen hier auf (z. T. historische) Anpflanzungen zurückzuführen (ästhetische Gründe; HOLZAPFEL 2012, mündl.). Die frühe Mahd der intensiv gepflegten Flächen spielt für Frühjahrs-Geophyten eine untergeordnete Rolle, da das Grünflächenamt Göttingen entsprechende Bereiche erst nach deren Abwelken abmäht (HOLZAPFEL 2012, mündl.). Größere Bestände von *Gagea lutea* und *Gagea villosa* konnten in extensiv gepflegten Bereichen festgestellt werden (insbesondere auf der Wallanlage); es sind zweifellos autochthone Vorkommen (da keine gängigen Zierpflanzenarten). Auch *Galanthus woronowii* zeigte ein großes Vorkommen in einem extensiv gepflegten Bereich des Albani-Friedhofs, welches vermutlich auf historische Anpflanzungen zurückgeht.

Die meisten erfassten Individuen kamen in wenig betretenen Bereichen, wie Rasenflächen oder Baumscheiben, vor. Häufig betretene Flächen, wie etwa Wege oder Trampelpfade, stellten für Frühjahrs-Geophyten hingegen keine geeigneten Standorte dar. Wege waren in der Regel geschottert und wiesen keine geeigneten Wuchsbedingungen für die offenbar trittempfindlichen Frühjahrs-Geophyten auf. Ein unbetreter Bereich (das „Natürliche Buchenwaldprojekt“ auf der Schillerwiese) war standörtlich zwar geeignet, es kamen auf der kleinen Fläche aber nur wenige Pflanzen der erfassten Arten vor.

Ein statistisch gesicherter Zusammenhang zwischen den Arten- bzw. Individuenzahlen und dem Alter bzw. der Größe der Flächen lässt sich aufgrund zu weniger untersuchter Flächen und dem anthropogenen Einfluss durch Nachpflanzungen nicht belegen.

Bei den Frühjahrs-Geophyten der Wallanlage handelt es sich (da es hier keine jüngeren Anpflanzungen gibt; HOLZAPFEL 2012, mündl.) um frühe Verwilderungen (Stinsenpflanzen), in situ oder aus angrenzenden Gärten.

Statuseinschätzungen

Die ad-hoc-Beurteilung des Einbürgerungsgrades (Etablierungsstatus) der untersuchten Pflanzenpopulationen (Tabelle 2) ist kein Ersatz für ein langjähriges Monitoring. Allerdings liefern frühere Erfassungen von Artpopulationen wie von THIELECKE (1987), DICKORÉ et al. (2008) und AK Flora Göttingen (2012, unveröff. Daten 2004-09) gute Anhaltspunkte, um mögliche Verwilderungen bzw. Etablierungen zu erkennen. Verwilderte, tendenziell etablierte und eingebürgerte Teilpopulationen der erfassten Taxa fanden sich häufig neben Grabstätten, auf ehemaligen Gräbern oder in der Nähe von Privatgärten, welche somit offenbar Ausbreitungsorte für die untersuchten Taxa darstellen. Eine Einschleppung als Pflanzgutbegleiter kann auf den Untersuchungsflächen generell nicht ausgeschlossen werden. Am häufigsten dürften verwilderte Vorkommen jedoch auf Pflanzungen an Ort und Stelle zurückgehen. Einheimische Frühjahrs-Geophyten, wie *Gagea pratensis* oder *G. villosa* (Abb.5), die nicht gepflanzt wurden, können in den untersuchten Grünanlagen ursprünglich sein. Grundsätzlich können die unterschiedlichen Standortansprüche der untersuchten Arten eine bessere oder schlechte Ausbreitung und die Etablierungswahrscheinlichkeit beeinflussen. Diese nimmt mit der Natürlichkeit der Standortverhältnisse, also ihrer Ähnlichkeit mit den Standorten im ursprünglichen Areal, zu und hängt auch von

den biologischen Eigenschaften und den Anpassungsfähigkeiten – der genetischen Ausstattung – der Arten ab (vergl. VON BUTTLAR & MEYER 1996).

Entgegen der Neigung vieler Frühjahrs-Geophyten zur Etablierung scheinen manche den Status der „Kulturpflanze“ nicht überwinden zu können und sind auf wiederholte Pflanzung angewiesen. *Crocus ancyrensis*, in felsigen Bergsteppen und Offenwäldern der Nord- und Zentral-Türkei heimisch, konnte, trotz Anpflanzung auf mehreren Grünflächen im Jahr 2010, auf keiner dieser Flächen vorgefunden werden. Es wurden nur zwei kleine (bis maximal zehn blühende Pflanzen umfassende) Teilpopulationen auf dem Stadtfriedhof gefunden, die vermutlich auf eine frühere Pflanzung zurückzuführen sind.



Abbildung 5: *Gagea villosa* (Gauß-Weber-Anlage, 20.03.2012, Alexander Wietzke).

Der Rückgang oder das Verschwinden gepflanzter Teilpopulationen von Frühjahrs-Geophyten kann durch Pilzbefall ausgelöst werden, begleitet von Welken, Zwiebel- bzw. Knollenfäulnis, oder durch Nematodenbefall sowie Fraßschäden durch Insekten oder Wühlmäuse (PÜTZ & LESKOVSEK 1999). Der Einwand, dass Fraßschäden den Rückgang aller untersuchten Geophyten-Arten zur Folge haben müssten, ist nicht stichhaltig, da bestimmte Pflanzenarten von einheimischen Tieren präferiert oder wegen Toxinen wie den Alkaloiden von *Galanthus nivalis* (GRABMEIER 2011) gemieden werden. Manche Taxa können sich darüber hinaus schneller ausbreiten als andere. Die vegetative Vermehrung durch Zwiebeln bzw. Knollen stellt eine effektive Ausbreitungsmöglichkeit dar (FISCHER 1997). Einige Arten profitieren bei ihrer Samenausbreitung von Tieren, wie die myrmekochoren *Chionodoxa*, *Eranthis*, *Galanthus*, *Gagea*, *Leucojum* und *Scilla* (VON BUTTLAR & MEYER 1996; FISCHER 1997; JÄGER et. al. 2008).

Parks und Friedhöfe als Refugien gefährdeter einheimischer Arten und für Stinsenpflanzen

Wie aus Tabelle 8 ersichtlich, können Parks und Friedhöfe ein Refugium für gefährdete Arten oder zum Teil aus der Mode gekommene Zierpflanzenarten darstellen. Die bestandsbedrohten altadventiven oder einheimischen *Gagea villosa* oder *G. pratensis*, deren Bestände in natürlichen oder anderen anthropogenen Habitaten infolge Eutrophierung und Nutzungsintensivierung seit langem stark zurückgegangen sind (RAABE 1981; SCHNEDLER 1982; MÜCKSCHEL 2001; SAUERWEIN 2005; WILHELM 2005), konnten in Parks und auf Friedhöfen in mehreren Städten nachgewiesen werden (z.B. in Kassel, Hannover, Lübeck oder Frankfurt). Eine zukünftige Refugialfunktion von alten Grünanlagen für weitere indigene Frühjahrs-Geophyten ist nicht auszuschließen, denn sie bieten bei hoher Pflegekontinuität stabile Standortbedingungen.

Auch wenn entsprechende Erfassungen von gebietsfremden Frühjahrs-Geophyten vielerorts fehlen, lässt sich durch die Funde in Göttingen und anderen Städten deutlich erkennen, dass Parks und Friedhöfe hierzulande für die Erhaltung von zum Teil aus der Mode geratenen Zierpflanzen-Taxa bedeutsam sind (z.B. *Chionodoxa forbesii*, *C. luciliae*, *Crocus* spp., *Galanthus elwesii*, *G. nivalis*, *G. woronowii*, *Leucojum vernum* (Abb. 6), *Scilla bifolia* (Abb. 7) und *S. siberica*). Einige dieser Arten konnten in Deutschland und Niedersachsen etablierte Populationen aufbauen und treten nun in Parks und auf Friedhöfen als Stinsenpflanzen auf (Tabellen 2 und 8).



Abbildung 6: *Leucojum vernum* (Stadtfriedhof, 22.03.2012, Alexander Wietzke).



Abbildung 7: *Scilla bifolia* (Schillerwiese, 14.03.2012, Alexander Wietzke).

Tabelle 8: Vorkommen und Etablierungsstatus von Frühjahrs-Geophyten in Parks und auf Friedhöfen. Bundesländer: BB (Brandenburg), BE (Berlin), BW (Baden-Württemberg), BY (Bayern), HE (Hessen), HH (Hamburg), MV (Mecklenburg-Vorpommern), NI (Niedersachsen), NW (Nordrhein-Westfalen), RP (Rheinland-Pfalz), SH (Schleswig Holstein), SL (Saarland), SN (Sachsen), ST (Sachsen-Anhalt), TH (Thüringen); Status: u (unbeständig), t (tendenziell etabliert), C (etabliert), f (Angabe falsch), ? (Angabe fraglich), 0 (verschollen/ausgestorben), Bundesland ohne Zusatz (nach BUTTLER 2018).

	Status in Deutschland (BUTTLER 2018)	Status in den Bundesländern (BUTTLER 2018)	Verbreitung in Parks und auf Friedhöfen	
			Status	Literatur
<i>Chionodoxa forbesii</i>	C	BEf, BWt, BYt, HEf, HH, MVt, Nit, RPt, SHt, SLt, SNt	auf Friedhöfen und in Parks verbreitet	BRANDES 2001; HENKER 2005; WILHELM 2005; GARVE et al. 2007; KINTZEL & Möller 2008
<i>Chionodoxa luciliae</i>	C	BBt, BE?, BWt, BYt, HEt, HH, MVt, NIu, RPt, SHt, SN, THt	auf Friedhöfen und in Parks verbreitet, tendenziell etabliert	HENKER 2005; WILHELM 2005; GARVE et al. 2007; KINTZEL & MÖLLER 2008; BÖNSEL et al. 2009
<i>Crocus tommasinianus</i>	C	BE, BW, BYt, HEt, HHT, MVt, Nit, NWt, RPu, Shu, SLt, SN	In Parkanlagen und auf Friedhöfen verbreitet und tendenziell etabliert	BRANDES 2001; KINTZEL & MÖLLER 2008; MEIEROTT 2008; BÖNSEL et al. 2009
<i>Crocus vernus</i>	C	BE?, BW, BYt, HEt, HHu, MVt, NI?, SN	Auf Friedhöfen und Parkanlagen verbreitet und (tendenziell) eingebürgert	VON BUTTLAR & MEYER 1996; BRANDES 2001; KINTZEL & MÖLLER 2008; BÖNSEL et al. 2009
<i>Eranthis hyemalis</i>	C	BBt, Bet, BWt, BY, HEt, HHT, MVt, Nit, NW, RPt, SH, SN, STt, TH	(tendenziell) eingebürgert auf Friedhöfen und in Parks, teils stark vermehrend	SUKOPP et al. 1960 ff.; NATH 1990; FISCHER 1993; FISCHER & SUKOPP 1995; VON BUTTLAR & MEYER 1996; FISCHER 1997; HENKER 2005; GARVE et al. 2007; SUKOPP & KOWARIK 2008; KINTZEL & MÖLLER 2008; BÖNSEL et al. 2009
<i>Gagea lutea</i>	C	BB, BE, BW, BY, HE, HH, MV, NI, NW, RP, SH, SL, SN, ST, TH	Häufig in Parkanlagen und auf Friedhöfen	RAABE 1981; SCHNEDLER 1982, RAABE 1983, 1990; VON BUTTLAR & MEYER 1996; SAUERWEIN 1999, MÜCKSCHEL 2001; WILHELM 2005; BÖNSEL et al. 2009
<i>Gagea pratensis</i>	C	BB, BE, BW, BY, HE, HH, MV, NI, NW, RP, SH, SL, SN, ST, TH	In Parkanlagen und auf Friedhöfen häufig	RAABE 1981; SCHNEDLER 1982; RAABE 1983, 1990; NATH 1990; SAUERWEIN 1999; MÜCKSCHEL 2001, WILHELM 2005; BÖNSEL et al. 2009
<i>Gagea villosa</i>	C	BB, BE, BW, BY, HE, HH0, MV, NI, NW, RP, SH, SL, SN, ST, TH	Häufig in Parkanlagen und auf Friedhöfen	RAABE 1981; SCHNEDLER 1982, RAABE 1983, 1990, SAUERWEIN 1999; MÜCKSCHEL 2001, WILHELM 2005; BÖNSEL et al. 2009
<i>Galanthus elwesii</i>	t	BBt, BEt, BWu, BYt, HEt, MVt, NIu, NWu, RPt, SHt, SNt	Alte, seltene, schutzbedürftige Stinsenpflanze in Parks und Friedhöfen, tendenziell etabliert	HENKER 2005; BÖNSEL et al. 2009

<i>Galanthus nivalis</i>	C	BBt, BE, BW, BY, HEt, HH, MV, NI, NW, RP, SH, SL, SN	Eingebürgert in Parks und Friedhöfen	NATH 1990; FISCHER & SUKOPP 1995; VON BUTTLAR & MEYER 1996; FISCHER 1997; BRANDES 2001; HENKER 2005; WILHELM 2005; GARVE et al. 2007; SUKOPP & KOWARIK 2008; KINTZEL & MÖLLER 2008; BÖNSEL et al. 2009
<i>Leucojum vernum</i>	C	BB, Bet, BW, BY, HE, HH, MVt, NI, NW, RP, SH, SN, ST, TH	In Parks und auf Friedhöfen verbreitet, teils starke Vermehrung und Ausbreitung	NATH 1990; VON BUTTLAR & MEYER 1996; FISCHER 1997; HENKER 2005; GARVE et al. 2007; BÖNSEL et al. 2009
<i>Muscari armeniacum</i>	C	BEu, BWt, BY, HEt, HHu, MVt, NIt, NWu, RPt, Shu, SL, SN, STt	In Parks und auf Friedhöfen auftretend, tendenziell etabliert	WILHELM 2005; GARVE et al. 2007; Kintzel & Möller 2008; BÖNSEL et al. 2009
<i>Scilla bifolia</i>	C	BB, Bet, BW, BY, HE, HHu, MVt, NW, RP, Shu, SL, SNT, ST, TH	Eingebürgert in Parks	NATH 1990; FISCHER & SUKOPP 1995; VON BUTTLAR & MEYER 1996; FISCHER 1997; WILHELM 2005; SUKOPP & KOWARIK 2008
<i>Scilla siberica</i>	C	BBu, BE, BW, BY, HEt, HH, MV, NI, NWt, RPt, SHt, SLt, SN	In Parks und auf Friedhöfen verbreitet und (tendenziell) eingebürgert	NATH 1990; KRAUSCH 1992; ADOLPHI 1995; FISCHER & SUKOPP 1995; FISCHER 1997; BRANDES 2001; CHRISTENSEN 2000; HENKER 2005; WILHELM 2005; GARVE et al. 2007; SUKOPP & KOWARIK 2008; KINTZEL & MÖLLER 2008; BÖNSEL et al. 2009

Für Frühjahrs-Geophyten adäquate Pflege von Friedhöfen und Parkanlagen

Um geeignete Standortbedingungen für die untersuchten Frühjahrs-Geophyten, aber auch für andere frühblühende Pflanzenarten in den ausgewählten Parks und Friedhöfen zu schaffen oder diese zu verbessern, können die folgenden Pflege- und Gestaltungshinweise in Betracht gezogen werden:

Eine Düngung der Flächen sollte unterbleiben, da dies durch Konkurrenzverschiebung zu einem Rückgang vieler wildlebender Pflanzenarten, u. a. auch einheimischer Frühjahrs-Geophyten, führt (SCHNEDLER 1982; HENKER 2005). Herbstlaub sollte v. a. in engräumigen Gehölzbeständen, aber auch in anderen Bereichen, liegen gelassen werden. Die Laubschicht stellt, neben Versteck- und Überwinterungsmöglichkeiten für Kleintiere, auch eine wichtige Grundlage (Nährstoffe) für eine funktionierende Bodenmikroflora (SCHAEFER 2012) und Bodenfauna dar (KUNICK 1990). Um zu verhindern, dass die Laubschicht auf Rasenflächen die Lichtversorgung der Pflanzen mindert und zu Fäulnisprozessen und Moosanreicherung führt, kann bei der herbstlichen Mahd eine Mulch-Mühle in das Mähwerk eingebaut werden, welche das Laub stark zerkleinert (HOLZAPFEL 2012, mündl.). Somit kann eine ausreichende Lichtversorgung und Belüftung des Rasens gewährleistet werden und den Bodenorganismen stehen gleichzeitig genügend Nährstoffe zur Verfügung. Ferner sollte der erste Rasenschnitt der Flächen nicht vor Mitte Mai erfolgen und

nicht bereits unmittelbar nach oder sogar schon während der Blüte der Frühjahrs-Geophyten. Darauf sollte speziell an ihren bevorzugten Wuchsorten nahe an Laubgehölzen (insbesondere Baumscheiben), geachtet werden. Durch eine später durchgeführte Mahd würde auch die Blütenvielfalt und der damit verbundene Artenreichtum der Frühjahrsblüher in den ersten Frühlingsmonaten sichtbar, die Bestäuber gefördert und die vegetative bzw. generative Vermehrung der Pflanzen begünstigt werden (WILHELM 2005). Eine früher durchgeführte Mahd, welche nur bepflanzte Bereiche ausspart, könnte andere Teilpopulationen frühblühender Arten an nicht bepflanzten Stellen stark schädigen. Eine Pflege-Extensivierung der Flächen ist, im Hinblick auf den Schutz der Frühjahrs-Geophyten, nicht erforderlich und trägt zur Diversität anderer später auftretender Pflanzenarten ebenfalls nicht zwangsläufig bei. Nach WILHELM (2005) ist die Artenvielfalt wildlebender, auf städtischen Grünflächen vorkommender Gefäßpflanzen vornehmlich mit nährstoffarmen (z. B. durch Abtransport des Mahd-Gutes und dem damit verbundenen Nährstoffentzug erreichbar), basenreichen, trockenen und zusätzlich kontinuierlich (über viele Jahre) gepflegten Flächen positiv verknüpft. Dabei sollte natürlich beachtet werden, dass die entsprechenden Pflanzenpopulationen zwischen den Mahd-Terminen genügend Zeit haben, sich generativ bzw. vegetativ zu erhalten und zu vermehren (WILHELM 2005). Darüber hinaus sollte das Aufbringen dicker Rindenmulchschichten oder Ähnlichem unter Hecken und an Baumscheiben unterbleiben, da dies zur Folge haben kann, dass Frühjahrs-Geophyten nicht mehr austreiben können (WILHELM 2005). Der Einsatz von Herbiziden sollte stark eingegrenzt oder (besser) unterlassen werden, da hierdurch häufig nicht nur ungewollte Pflanzenarten getötet werden (HENKER 2005). Alte Baumbestände sollten aufgrund der häufig unter ihnen vorkommenden, großen Populationen von Frühjahrs-Geophyten so lange wie möglich erhalten werden (KUNICK 1990). Bei Nachpflanzungen von Gehölzen sollten einheimische Laubbaumarten bevorzugt werden. Bereiche unter Nadelgehölzen bieten aufgrund ihrer ganzjährigen Beschattung (und dem damit gerade im Frühjahr fehlenden Lichteinfall) und ihrer sauren Streuauflagen keine geeigneten Standortbedingungen für Frühjahrs-Geophyten und auch für die meisten anderen krautigen Taxa (KUNICK 1990). Das Anpflanzen von Frühjahrs-Geophyten sollte nachhaltig sein, daher sollten solche Arten verwendet werden, welche gut an die Standortbedingungen in Parkanlagen und Friedhöfen angepasst sind. Die Auswahl sollte regional ausgerichtet auf einheimische, tendenziell etablierte oder etablierte Arten fallen. Für Niedersachsen und speziell Göttingen wären dies nach unseren Befunden z. B. *Chionodoxa forbesii*, *Chionodoxa luciliae*, *Crocus tommasinianus*, *Eranthis hyemalis*, *Galanthus nivalis*, *Galanthus woronowii*, *Leucojum vernum*, *Muscari aucheri* und *Scilla siberica* (BUTTLER 2018 und eigene Einschätzung). In dieser Arbeit nicht näher untersuchte einheimische Frühjahrsblüher wie *Allium ursinum*, *Anemone nemorosa*, *Anemone ranunculoides*, *Convallaria majalis*, *Corydalis cava*, *Corydalis solida*, *Galium odoratum*, *Hepatica nobilis*, *Lathyrus vernus*, *Oxalis acetosella* (kann auch unter Nadelgehölzen gepflanzt werden; SEYBOLD 2011), *Primula elatior*, *Primula veris*, *Pulmonaria obscura*, *Pulmonaria officinalis*, *Vinca minor*, *Viola odorata* und *Viola reichenbachiana* kommen auch für Pflanzungen in Betracht, wenn es sich um lokales Saat- und Pflanzgut mit entsprechender Zertifizierung handelt. Angebote solcher Arten in Baumärkten, Gartenkatalogen oder Internetshops erfüllen dieses Kriterium oft nicht. Neben dem positiven Effekt, eine der Region entsprechende, natürlicherweise vorkommende Vegetation auf den Parkflächen zu etablieren, könnten Grünflächenämter auf diese Weise auch Kosten für regelmäßige Nachpflanzungen einsparen. Eine Erhöhung des Anteils solitärer Bäume auf den Grünflächen führt für viele der untersuchten Frühjahrs-Geophyten zu einer potenziellen Vergrößerung günstiger Standorte. Abschließend sollte betont werden, dass das Auftreten von park-/friedhofsspezifischen Pflanzengesellschaften

(inklusive der zugehörigen Frühjahrs-Geophyten) neben ursprünglichen Anpflanzungen und geschichtlicher Weiterentwicklung der entsprechenden Parks und Friedhöfe, v. a. von der Kontinuität der Pflege abhängt (z. T. auch historische Wirtschaftsweisen; NATH-ESSER 1997).

Die Befolgung dieser – vermutlich Kosten einsparenden – Ratschläge kann dazu beitragen, dass städtische Grünflächen (wie etwa Parks und Friedhöfe) geeignete Standorte bzw. Refugialräume für die erfassten Frühjahrs-Geophyten (insbesondere Rote-Liste-Arten) aber auch für weitere Taxa darstellen können. Darüber hinaus kann die Umsetzung dieser Empfehlungen den Artenreichtum und die damit verbundene Blüten-Vielfalt der städtischen Grünflächen erhöhen und somit deren Erholungswert für die Stadtbevölkerung steigern.

Zusammenfassung

Die Bedeutung von Parks und Friedhöfen als Habitate und Refugialräume zahlreicher Pflanzenarten in urbanen Räumen wird aufgrund der zunehmenden Verdichtung in Ballungsgebieten und der damit oft verbundenen Zerstörung halbnatürlicher Lebensräume weiter zunehmen. Im Rahmen dieser Arbeit wurde das Vorkommen von einheimischen und verwilderten Frühjahrs-Geophyten (*Chionodoxa*, *Crocus*, *Eranthis*, *Leucojum*, *Gagea*, *Galanthus*, *Muscari* und *Scilla*) auf ausgewählten Parks und Friedhöfen Göttingens untersucht. Dabei wurden von 20 Arten die geografische Lage, das Etablierungsverhalten, die Häufigkeit sowie standortbezogene Präferenzen hinsichtlich Beschattungsgrad, struktureller Ausstattung, Pflegeintensität und Tritt erfasst. Teils beachtliche Bestände belegen die Bedeutung der untersuchten Parks und Friedhöfe für indigene als auch verwilderte Frühjahrs-Geophyten. Abweichend zu aktuellen Statureinstufungen für Niedersachsen wiesen manche Taxa (*Chionodoxa luciliae*, *Crocus tommasinianus*, *Crocus vernus*, *Eranthis hyemalis* und *Galanthus woronowii*) (tendenziell) etablierte Populationen auf. Im Vergleich mit Untersuchungen in anderen Städten konnte übereinstimmend die Bedeutung von Parks und Friedhöfen für viele der ausgewählten Taxa auch überörtlich nachgewiesen werden. Städtische Grünanlagen sind, nicht nur in Göttingen, Lebensraum von Reliktvorkommen zweier Rote-Liste-Arten (*Gagea pratensis* und *Gagea villosa*) und weisen zudem eingebürgerte Vorkommen historischer Anpflanzungen (Stinsenpflanzen) auf.

Danksagung

Wir bedanken uns herzlich bei Dr. Inga Schmiedel, Dr. Stefan Erasmi, Dr. Florian Goedecke, Dr. Michael Schwerdtfeger, dem Grünflächenamt der Stadt Göttingen (insb. Herrn Holzapfel, Frau Busse und Frau Moritz), der Biologischen Schutzgemeinschaft Göttingen (Herr Unerl), dem Göttinger Tageblatt GmbH & Co. KG (insb. Herrn Volker) und dem Katasteramt Göttingen (insb. Herrn Ehrhardt) für Unterstützung und für Informationen.

Literaturverzeichnis

- ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. *Nardus* 2: 1–272. Wiehl.
- Arbeitskreis (AK) Flora Göttingen (2012): Katasterdaten 2004–2009. Biologische Schutzgemeinschaft Göttingen (BSG), (unveröffentlicht).

- BÖNSEL, D., BRUNKEN, U., GREGOR, T., MALTEN, A., OTTICH, I. & G. ZIZKA (2009 fortlaufend): Flora von Frankfurt am Main. Senckenberg Forschungsinstitut, Frankfurt/Main. <<http://www.flora-frankfurt.de>> (20.09.2018).
- BRANDES, D. (2001): Adventivpflanzen. Beiträge zu Biologie, Vorkommen und Ausbreitungsdynamik von Archäophyten und Neophyten in Mitteleuropa. Tagungsbericht des Braunschweiger Kolloquiums vom 3. – 5. November 2000, Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 8: 15–25, Braunschweig.
- BUTTLER, K. P. (2018): Florenliste von Deutschland – Gefäßpflanzen. <<http://www.kp-buttler.de/>> (14.09.2018).
- CHRISTENSEN, E. (2000): Die verwilderten Hyazinthengewächse (*Hyacinthaceae*) in Norddeutschland. Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg 19: 53–94.
- DICKORÉ, W. B., LEWEJOHANN, K. & URNER, R. (2008): Neufunde, Bestätigungen und Verluste in der Flora von Göttingen (Süd-Niedersachsen). Flor. Rundbr. 42 (1–2): 5–59.
- FEDER, J., LANGBEHN, H. & PRASSE, R. (2011): Die Gattung Schneeglaz (*Chionodoxa* Boissier) im Landkreis Lüchow-Dannenberg. Rundbrief 2011 für den Botanischen Arbeitskreis in Lüchow-Dannenberg: 28–31.
- FISCHER, W. (1993): Zur Einbürgerung von Parkpflanzen in Brandenburg (Teil 1), Ein Beitrag zur Neophytenflora. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 126: 191–200.
- FISCHER, W. (1997): Zur Einbürgerung von Parkpflanzen in Brandenburg (Teil 2), Ein Beitrag zur Neophytenflora und zum Phänomen der Stünzenpflanzen. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 130: 159–184.
- FISCHER, W. & SUKOPP, H. (1995): Flora und Vegetation historischer Parke in der Potsdamer Kulturlandschaft. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege, Heft 66: 69–76.
- FREY, W. & LÖSCH, R. (2010): Geobotanik – Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. 3. Aufl., Spektrum, Heidelberg.
- GARVE, E. & PESEL, V. (1983): Neufunde und Bestätigungen von Gefäßpflanzen in und um Göttingen (1. Teil). Flor. Rundbr. 17 (1–2): 49–53.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Fachbehörde für Naturschutz, Hildesheim.
- GARVE, E. (2005): Erhalt der Biodiversität von Kormophyten in Niedersachsen und Bremen: Datengrundlagen, Prioritätensetzung und Artenschutzmaßnahmen. Universität Hannover, Dissertation. <<http://www.digibib.tu-bs.de>> (25.07.2012).
- GARVE, E., SCHACHERER, A., BRUNS, E., FEDER, J. & TÄUBER, T. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen 43. Hannover.
- GÖSIS (Göttinger Statistisches Informationssystem) (2012): Stadtgebiet, Naturverhältnisse und Landwirtschaft. <<http://www.goesis.goettingen.de/themenfelder/thema.php?navId=03&uId=31&maintopic=1>> (31.07.2012).

- GRABMEIER, N. (2011): Schneeglöckchen (*Galanthus nivalis*).
<<http://www.tiermedizinportal.de/giftpflanzen/schneeglockchen-galanthus-nivalis/263326>> (16.09.2012).
- GRESSEL, J. (2005): Crop ferality and volunteerism. Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD), Taylor & Francis, Boca Raton.
- HENKER, H. (2005): Goldsterne und Stinsenpflanzen in Mecklenburg-Vorpommern. Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 39: 3–108.
- JÄGER, E. J. (2009): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland Band 3, Gefäßpflanzen: Atlasband. Springer, Heidelberg.
- JÄGER, E. J., HANELT, P. & MÜLLER, G. K. (2008): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland Band 5, Krautige Zier- und Nutzpflanzen. Springer, Heidelberg.
- KINTZEL, W. & MÖLLER, C. (2008): Stinsenpflanzen auf den Kirchhöfen und Friedhöfen der südelbischen Dörfer im Landkreis Parchim. Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 43: 25–36.
- KRAUSCH, H.-D. (1992): Alte Nutz- und Zierpflanzen in der Niederlausitz. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beiheft 2. Berlin.
- KUNICK, W. (1990): Zur ökologischen Bedeutung der Friedhöfe. Deutsche Friedhofskultur – Zeitschrift für das gesamte Friedhofswesen, 80 (8): 286–290.
- KÜPPER, K.-W. & GRABOWSKI, L. (2011): Küpper – das Blumenzwiebelbuch Herbst 2011/2012. Küpper Blumenzwiebeln & Saaten GmbH, Großalmerode.
- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie; Geozentrum Hannover (LBEG)(2012): NIBIS® Karten-Server. <<http://nibis.lbeg.de/cardomap3/>> (29.02.2012).
- MATHEW, B. (1983): The Crocus – A revision of the genus *Crocus* (Iridaceae). Timber Press, Portland.
- MEIEROTT, L. (2008): Flora der Haßberge und des Grabfelds: Neue Flora von Schweinfurt. Band 2, IHW-Verlag, Eching.
- MÖHLE, S. (2000): 250 Jahre – Grün in Göttingen. Stadt Göttingen, Umweltdezernat, Grünflächenamt, Göttinger Tageblatt GmbH & Co. KG, Göttingen.
- MÜCKSCHEL, C. (2001): Vorkommen von Acker-Gelbstern (*Gagea villosa*) und Wiesen-Gelbstern (*Gagea pratensis*) auf Friedhöfen im Landkreis Limburg-Weilburg (Hessen). Botanik und Naturschutz in Hessen 13: 39–45.
- NATH, M. (1990): Historische Pflanzenverwendung in Landschaftsgärten. Auswertung für den Artenschutz. Wernersche Verlagsgesellschaft, Grüne Reihe – Quellen und Forschungen zur Gartenkunst, 11. Worms.
- NATH-ESSER, M. (1997): Zufall oder Absicht. Die wildwachsende Vegetation historischer Gärten – ein Zusammenspiel zwischen Gartengeschichte, menschlichem Einfluß und Natur. Die Gartenkunst, 9(2): 284–290.

- OUDSHOORN, W. (2001): Grün ist das Leben, BdB-Handbuch Blumenzwiebeln. Herausgeber: Internationales Blumenzwiebelzentrum (I.B.C.), Hillegom, Verlagsgesellschaft „Grün ist das Leben“ mbH, Pinneberg.
- PAVORD, A. (2009): Bulb. Octopus Publishing Group, London.
- POPPENDIECK, H.-H. (1998a): Historische Zierpflanzen in schleswig-holsteinischen Gärten. – In: VON BUTTLAR, A. V. & MEYER, M. M. (Hrsg.): Historische Gärten in Schleswig-Holstein: 60–74. 2. Auflage. Heide.
- POPPENDIECK, H.-H. (1998b): Stinzenpflanzen in Schleswig-Holstein und Hamburg. – In: VON BUTTLAR, A. V. & MEYER, M. M. (Hrsg.): Historische Gärten in Schleswig-Holstein: 676–681. 2. Auflage. Heide.
- PÜTZ, N & LESKOVSEK, C. (1999): Konstruktion geophiler Systeme. Praxis der Naturwissenschaften – Biologie in der Schule, Heft 3/48: 1–12.
- RAABE, U. (1981): Goldsternvorkommen auf Friedhöfen des östlichen Münsterlandes. Flor. Rundbr. 15 (4): 77–81.
- RAABE, U. (1983): Ackergoldstern (*Gagea villosa* (MB.) Duby) und Wiesengoldstern (*Gagea pratensis* (Pers.) Dum.) auf Friedhöfen des Münsterlandes. Flor. Rundbr. 16 (3-4): 100–102.
- RAABE, U. (1990): Goldstern-Vorkommen auf Kirch- und Friedhöfen in Ostholstein und Lübeck. Flor. Rundbr. 24 (1): 31–34.
- ROOZEN, J. P. & ROOZEN, W. (2011): Frühjahrs- und sommerblühende Blumenzwiebeln, die im Herbst 2011 gepflanzt werden. Horst Gewiehs GmbH, Großalmerode.
- RUKSANS, J. (2010): Crocuses – A complete guide to the genus. Timber Press, Portland.
- RÜTHER, P. (2008): Frühblüher. Westarp Wissensch.-Verlagsges., Saaledruck, Naumburg.
- SAUERWEIN, B. (1999): *G. pratensis* (Pers.) Dum., *G. villosa* (M.B.) Sweet (*G. arvensis* Dum.) und *G. lutea* (L.) Ker.-Gawl., im westlichen Stadtgebiet Kassel. Flor. Rundbr. 33 (2): 77–92.
- SCHAEFER, M. (2012): Wörterbuch der Ökologie. 5. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- SCHNEDLER, W. (1982): Über die beiden Goldstern-Arten unserer Äcker, *Gagea pratensis* (Pers.) Dum. und *Gagea villosa* (MB.) Duby. Flor. Rundbr. 16 (1–2): 29–34.
- SCHWERDTFEGER, M. (2008): Frühlingserwachen im Garten – Frühblühende Zwiebel- und Knollenpflanzen. Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen.
- SEYBOLD, S. (2011): Schmeil-Fitschen - Flora von Deutschland und angrenzender Länder. 95. Auflage, Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- STACE, C. A. (2010): New Flora of the British Isles. Third Edition, Cambridge University Press, New York.
- Stadt Göttingen (2018): Informationen zu Grünflächen.
<https://www.goettingen.de/leben/freizeit-sport/naherholung/parks-und-gruenanlagen.html>
 (19.09.2018).

- STERN, F. C. (1956): Snowdrops and Snowflakes – A study about the genera *Galanthus* and *Leucojum*. The Royal Horticultural Society, London.
- SUKOPP, H., ROSSEL, S., H. KUTSCHKAU, & STARFINGER, U. (1960 ff.): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas.
<http://www.oekosys.tu-berlin.de/fileadmin/fg35/Forschung/Downloads/liste_agrio.pdf> (17.03.2013).
- SUKOPP, W. & KOWARIK, I. (2008): Stinsenpflanzen in Mitteleuropa und deren agriophytische Vorkommen. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 17 („2007“): 81–90.
- THIELECKE, A. (1987): Spontane Flora und Vegetation im bebauten Stadtgebiet von Göttingen. Hausarbeit im Rahmen der 1. Staatsprüfung für das Lehramt an Gymnasien, Systematisch-Geobotanisches Institut der Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen.
- VON BUTTLAR, A. & MEYER, M. M. (1996): Historische Gärten in Schleswig-Holstein. Verlag Boyens & Co., Heide.
- WAGENITZ, G. (2003): Wörterbuch der Botanik. 2. Auflage, Spektrum, Heidelberg, Berlin.
- WALDORF, G. (2011): Schneeglöckchen – Zauber in Weiß. Über dreihundert Sorten im Fotoporträt. Deutsche Verlags-Anstalt, München.
- WILHELM, G. (2005): Wildwachsende Gefäßpflanzen im Großen Garten von Hannover-Herrenhausen. Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft 147: 1–26.
- Zahlheimer, W. A. (2015): Statusangaben für floristische Kartierungen in Bayern und ihre Beeinflussung durch „den Naturschutz“. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 76: 49–99.
- ZERBE, S., MAURER, U., PESCHEL, T., SCHMITZ, S. & SUKOPP, H. (2004): Diversity of flora and vegetation in European cities as a potential for nature conservation in urban-industrial areas – with examples from Berlin and Potsdam (Germany). In: Shaw et al. (eds.), Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium.
<<http://cals.arizona.edu/pubs/adjunct/snr0704/snr07041e.pdf>> (10.03.2013).

Autoren:

Alexander Wietzke
Prof. Dr. Erwin Bergmeier
Albrecht-von-Haller-Institut
Georg-August-Universität Göttingen
Untere Karaspüle 2
37073 Göttingen
alexander.wietzke@biologie.uni-goettingen.de
erwin.bergmeier@bio.uni-goettingen.de

Zur Biodiversität von Pflanzenarten in unserer Ernährung – Eine vierwöchige Studie mit Biologiestudierenden der Hochschule Bremen –

Dietmar Zacharias, Eva Vogel, Henning Harder und Ilka Strubelt

Zusammenfassung

In einer vierwöchigen Studie wurde an der Hochschule Bremen mit Studierenden und Betreuenden des Internationalen Studiengangs Technische und Angewandte Biologie B. Sc. (ISTAB) eine Erfassung der in diesem Zeitraum von ihnen verzehrten Pflanzenarten durchgeführt. Die verzehrten Pflanzenarten wurden von jedem der 37 teilnehmenden Probanden erfasst, ohne den Verzehr zu quantifizieren. Unter den 37 Probanden befanden sich 20 Männer (3 Vegetarier, 17 Omnivore) und 17 Frauen (2 Veganer, 9 Vegetarier, 6 Omnivore). Das Alter der Probanden erstreckte sich von 19 bis zu 56 Jahren mit einem Median von 22 Jahren.

In der Summe wurden 280 verschiedene Pflanzenarten aus 95 Pflanzenfamilien notiert. Davon wurden neun Arten – Mais (*Zea mays*), Reis (*Oryza sativa*), Kartoffel (*Solanum tuberosum*), Tomate (*Lycopersicon esculentum*), Zwiebel (*Allium cepa*), Apfel (*Malus domestica*), Zitrone (*Citrus limon*), Pfeffer (*Piper nigrum*) und Petersilie (*Petroselinum crispum*) – von allen 37 Probanden verzehrt. Eine sehr hohe Anzahl von 64 Pflanzenarten wurde von nur jeweils einer Person genannt. Die geringste Anzahl verzehrter Pflanzenarten wies ein omnivorer Mann mit 49 Arten auf, die maximale Anzahl wurde von einer veganen Frau mit 172 Pflanzenarten erreicht. In Bezug auf die Artenvielfalt an Pflanzen ernährte sich die Gruppe der Männer signifikant artenärmer als diejenige der Frauen. Vegetarier (inkl. Veganer) ernährten sich bezüglich der Pflanzenartenvielfalt insgesamt sehr signifikant artenreicher als Omnivore. Betrachtet man die Ähnlichkeit in Bezug auf verzehrte Pflanzenarten einzelner Probanden zueinander, gibt es jedoch keine eindeutige erkennbare Abhängigkeit von Geschlecht oder Ernährungsweise.

Die Studie, die im Kontext der Lehrveranstaltung „Angewandte Botanik“ als begleitende Übung durchgeführt wurde, machte deutlich, dass der Zugang zur Botanik über die eigene Ernährung erkennbar die Motivation und das Engagement von Studierenden fördern kann, sich mit den Inhalten der Lehrveranstaltung auseinanderzusetzen. Dies beinhaltete auch das Erkennen der hohen Bedeutung der pflanzlichen Biodiversität als Natur- aber auch als Kulturgut, deren Erhalt essentiell ist.

Keywords: Angewandte Botanik, Biodiversität, Pflanzenarten, Nahrungspflanzen, Ernährung, Biologiestudierende, omnivor, vegetarisch, vegan, Lehrveranstaltung

Abstract

We carried out a four-week term study about how many plant species were consumed by the students and lecturers of the course “Applied Botany” at the International Study Program Industrial and Environmental Biology of the Bremen University of Applied Sciences. Each participant documented every plant species that was consumed without quantifying the amount. 37 people participated in the study, 20 males (3 vegetarians, 17 omnivores) and 17 females (2 vegans, 9 vegetarians, 6 omnivores). The age of the participants ranged from 19 years up to 56 years with a median of 22 years.

In total, 280 different plant species from 95 different plant families were consumed. Nine of which – maize (*Zea mays*), rice (*Oryza sativa*), potato (*Solanum tuberosum*), tomato (*Lycopersicon esculentum*), onion (*Allium cepa*), apple (*Malus domestica*), lemon (*Citrus limon*), pepper (*Piper nigrum*) and parsley (*Petroselinum crispum*) – were eaten by every participant. 64 plant species were consumed by only one participant each. The lowest number of plant species with 49 was consumed by an omnivorous male, the highest number with 172 species was eaten by a vegan female. Female participants showed a significantly higher diversity of plant species in their nutrition than male participants. The group of vegetarian and vegan participants consumed significantly more plant species than the group of omnivorous participants. However, we found no clear groups of diets or sex considering the similarity of participants regarding the consumed plant species.

Integrating this study about food plants in the course Applied Botany clearly increased the motivation and interest of the students in dealing with the subject of botany. Particularly the identification of different plant species, that were part of their personal diet, supported a deeper understanding about the importance of biodiversity in (food) plant species.

Danksagung

Wir möchten uns bei allen Studierenden des dritten Semesters des Internationalen Studiengangs Technische und Angewandte Biologie B.Sc. der Hochschule Bremen, die an der Studie engagiert teilgenommen haben, bedanken.

Herrn DR. PETER GUTTE (Markkleeberg) danken wir für die Überlassung seiner persönlichen Nahrungspflanzenliste.

Frau ANA MEYER (Hochschule Bremen) danken wir für Hinweise zum Manuskript.

Der Erstautor bedankt sich herzlich bei PROF. DR. DIETMAR BRANDES, der ihm als Studierenden und Doktoranden Zugang und Faszination der Botanik in ihrer Breite vermittelt hat, die auch deren kulinarische Seite mit einschloss.

1 Einleitung

Pflanzen stellen global als Primärproduzenten die wichtigste und im Vergleich zur Produktion tierischer Lebensmittel eine ressourcenschonende Nahrungsquelle der Menschen dar (ZESSNER et al., 2011). Sie sind als Nahrungsmittel in jeder Ernährungsweise, egal ob vegetarisch, vegan oder allesessend, von elementarer Bedeutung. So werden nach LIEBEREI & REISDORFF (2012) von 20 Pflanzenarten ca. 90 % der Welternährung bestritten. Dabei werden weltweit ca. 60 % des Kalorienbedarfs und ca. 56 % des menschlichen Tageskonsums an Protein von nur drei Pflanzenarten geliefert: Weizen, Soja und Reis. Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) weist darauf hin, dass es gerade einmal 160 Pflanzenarten sind, welche im großen Maßstab angebaut werden (WBGU, 1999). Wie viele Arten weltweit rezent für den Verzehr kultiviert und wie viele an Wildstandorten gesammelt werden, ist nicht erfasst und lässt sich nur vermuten. Aktuell ist gerade in Mitteleuropa ein Trend festzustellen, auch Wildpflanzen als eine Quelle für die eigene Ernährung (wieder) zu entdecken (z. B. FLEISCHHAUER et al. 2013).

LIEBEREI & REISDORFF (2012) geben an, dass von den ca. 270.000 höheren Pflanzenarten 75.000 als essbar eingestuft werden und dass 4.800 landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzt werden. In „Mansfeld's encyclopedia of agricultural and horticultural crops (except ornamentals)“, die von dem Leibniz-Institut für Pflanzengenetik und Kulturpflanzenforschung (IPK) in Gatersleben herausgegeben wird (HANELT, 2001, <https://mansfeld.ipk-gatersleben.de>), sind über 6.100 Arten als landwirtschaftliche Nutzpflanzen der Gärten und Ackerflächen gelistet. Die Anzahl der durch den Menschen kultivierten Pflanzenarten insgesamt, die auch die in botanischen Lebenssammlungen mit einschließt, ist deutlich höher. BRANDES (2016) stellt in diesem Zusammenhang fest: „Nach Hochrechnungen geht man davon aus, dass ca. 50.000 Arten in den Botanischen Gärten Deutschlands insgesamt kultiviert werden, weltweit mögen es ca. 80.000 Arten sein.“ Hierbei eingeschlossen sind auch zahlreiche Arten, die in keinem direkten Zusammenhang mit der menschlichen Ernährung stehen.

In der Gruppe der für die menschliche Ernährung kultivierten und somit z. T. über mehr als zehntausend Jahre domestizierten Pflanzen haben sich evolutionäre Prozesse abgespielt. Verbunden mit der Inkulturnahme von Wildpflanzen sind Faktoren wie Selektion, Isolation, Zusammenführung vorher voneinander isolierter Taxa sowie gezielte Steuerung der Rekombination und Vermehrung in der Züchtung. Durch die Domestikation der Kulturpflanzen entstanden hierdurch über die Zeit neue Genotypen, die als Ökotypen von Wildsippen, neue Varietäten, Unterarten bis hin zu Arten, wie z. B. dem als Wildart nicht bekannten Zuckerrohr (*Saccharum officinale*), eingestuft werden können. Darüber hinaus besteht eine beachtliche innerartliche Diversität, z. B. 15.000 Landrassen und Kultivare von Soja (*Glycine soja*) (<https://mansfeld.ipk-gatersleben.de>). In der Summe bilden die Kulturpflanzen einen erheblichen Anteil der rezenten Phytodiversität der Erde, deren Erhalt bereits 1992 in der „Convention on Biological Diversity“ der Vereinten Nationen gleichbedeutend wie der Erhalt der Biodiversität an Wildpflanzenarten eingestuft wurde (URL 1).

Kultivierte Nahrungspflanzen stellen für die botanische Forschung, insbesondere in Bezug auf Themenfelder wie Evolution, Biodiversität, Systematik, Stoffwechsel und pflanzliche Inhaltsstoffe sowie Ökologie und Chorologie eine in hohem Maße geeignete Artengruppe dar. Dies gilt in gleichem Maße für die Lehre im Fachgebiet der Botanik. Neben der fachlichen Eignung wird dies

noch durch den individuellen Zugang jedes Lehrenden und Lernenden über die pflanzlichen Bestandteile in der eigenen Ernährung unterstrichen. Bemerkenswert ist dabei, dass es nur punktuell zugängliche Informationen und Daten darüber gibt, wie viele und welche Pflanzenarten Bestandteil unserer täglichen Ernährung sind.

Vor diesem Hintergrund hat der Erstautor dieses Beitrages in seinem Lehrmodul „Angewandte Botanik“ (drittes Semester im Bachelorprogramm des Internationalen Studiengangs Technische und Angewandte Biologie, B. Sc. ISTAB Hochschule Bremen) die Biologie von Kulturpflanzen als einen Bestandteil der Vorlesungen integriert. Zusätzlich wurde als modulbegleitende Übung von den Studierenden und Betreuenden des Kurses eine vierwöchige Studie mit dem Ziel durchgeführt, sämtliche Pflanzenarten, die in diesem Zeitraum von den Beteiligten verzehrt wurden, für jede Einzelperson zu erfassen und zu listen. Hierdurch wurde die Basis für eine Fallstudie zur Pflanzenartenvielfalt in unserer Ernährung geschaffen, wie sie nach unserer Kenntnis bisher nicht vorliegt. Die Studie basiert auf den Ergebnissen, welche durch die insgesamt 37 teilnehmenden Probanden erzielt wurden und ist Grundlage des von uns hier vorgelegten Beitrages. Neben 33 KursteilnehmerInnen haben als Betreuer die vier AutorInnen dieses Beitrages teilgenommen. EVA VOGEL hat die Daten im Rahmen ihrer Bachelorarbeit (Abb. 1) dokumentiert und ausgewertet (VOGEL, 2016).



Abb. 1: Ausschnitt aus dem Titelblatt der Bachelorarbeit „Vielfalt von Pflanzenarten in der Ernährung – eine vierwöchige Studie mit Biologiestudierenden der Hochschule Bremen“ von EVA VOGEL (VOGEL, 2016).

Die Arbeit hat zum Ziel, die Vielfalt der Pflanzenarten in der Ernährung anhand der Studie exemplarisch zu erfassen, zu analysieren und zu veranschaulichen. Dabei wird neben der Auflistung der Arten deren Zugehörigkeit zu bestimmten Pflanzenfamilien und deren Häufigkeit der Nennung dargestellt. Weiterhin werden Unterschiede innerhalb der verschiedenen Gruppen der Probanden (Geschlecht, Ernährungsweise, Alter) in Bezug auf deren pflanzliche Ernährungs-

weise aufgezeigt. Neben den zusammenfassenden Auswertungen werden die Rohdaten in ungekürzter Form wiedergegeben, da es einen entsprechenden Datensatz nach unserer Kenntnis bisher nicht publiziert gibt. Das didaktische Konzept der Nutzung einer modulbezogenen Übung begleitend zum seminaristischen Unterricht, bei der die Studierenden durch einen persönlichen Bezug zu Themen der Veranstaltung aktiv eingebunden werden, wird durch ZACHARIAS & VOGEL (2016) in „Biologie in unserer Zeit“ skizziert.

2 Methoden

2.1 Datenerfassung und Nomenklatur

Innerhalb des Bachelorkurses „Angewandte Botanik“ im Internationalen Studiengang Technische und Angewandte Biologie B. Sc. (ISTAB) der Hochschule Bremen wurde über einen Zeitraum von vier Wochen (06.10. bis zum 02.11.2015) von jedem der Studierenden des dritten Semesters und der den Kurs Betreuenden eine Liste aller von ihnen jeweils verzehrten Pflanzenarten erstellt. Dabei war es eigenverantwortliche Aufgabe eines jeden Probanden, die konsumierten Pflanzenarten zu identifizieren, zu notieren und in einer vorgefertigten Excel-Tabelle einzutragen. Diese befand sich auf einem Rechner der Hochschule Bremen und war auch nur über diesen zugänglich, um Komplikationen durch zeitgleiches Eingeben der Daten zu vermeiden. Die Wichtigkeit der sorgfältigen Listung der Pflanzenarten wurde zu Beginn deutlich gemacht, sodass eine möglichst hohe Vollständigkeit der Daten gewährleistet ist. Der Verzehr der Pflanzenarten wurde nicht quantifiziert, sondern es wurde nur gelistet, ob diese innerhalb des genannten Zeitraumes verzehrt wurden (Präsenz). Alle Probanden gaben Geschlecht, Alter sowie Ernährungsweise (omnivor, vegetarisch oder vegan) an. Die Angaben der Probanden wurden anonym behandelt. Nach Beendigung der Studie erfolgte die Nachbereitung sowie Ausarbeitung der entstandenen Excel-Tabelle (VOGEL, 2016).

Der Ansatz der Studie war es, alle Gefäßpflanzenarten bzw. Bestandteile dieser Pflanzenarten, welche konsumiert wurden, zu listen. Konsumiert oder verzehrt bezeichnet für diese Studie die Nahrungsaufnahme der Pflanzenarten durch Essen oder Trinken, wobei Gewürze und Teemischungen mit eingeschlossen waren. Ausgeschlossen sind alle anderen systematischen Gruppen (z. B. Pilze oder Algen) sowie Pflanzenarten als Inhaltsstoff von Medikamenten oder solche, welche in Form von Tabak oder ähnlichem geraucht werden. Es wurde versucht, die verzehrten Sippen vollständig zu identifizieren und z. B. auch solche zuzuordnen, die durch bestimmte „E-Nummern“ bei Lebensmitteln als Verdickungsmittel genannt werden. So steht E 410 für Johannisbrotkernmehl (*Ceratonia siliqua*), E 412 für Guakernmehl (*Cyamopsis tetragonolobus*), E 413 für Tragant (*Astragalus spec.*) und E 414 für Gummi arabicum (*Acacia senegal*).

Mehrere Arten sind in verschiedene Unterarten oder Varietäten differenziert, welche aber konsequenterweise in der Arbeit auf dem Artniveau zusammengefasst wurden, um eine möglichst einheitliche und nachvollziehbare taxonomische Einordnung zu gewährleisten. So wurde z. B. die Art *Beta vulgaris* für alle Varietäten wie Zuckerrübe (*B. vulgaris* var. *altissima*), Rote Bete (*B. vulgaris* var. *vulgaris*) und Mangold (*B. vulgaris* var. *cicla*) notiert. Die Art *Brassica napus* wurde sowohl für die Unterarten Raps (*B. napus* subsp. *napus*) wie auch die Steckrübe (*B. napus* subsp. *napobrassica*) notiert. Besonders innerhalb der notierten Art des Kohls (*Brassica oleracea*) werden viele Varietäten unterschieden, z. B. Blumenkohl (*B. oleracea* var. *botrytis*), Grünkohl (*B. oleracea* var. *sabellica*), Weiß-

kohl (*B. oleracea* convar. *capitata* var. *alba*), Rotkohl (*B. oleracea* convar. *capitata* var. *rubra*), Rosenkohl (*B. oleracea* var. *gemmifera*), Kohlrabi (*B. oleracea* var. *gongylodes*), Brokkoli (*B. oleracea* var. *italica*) und Wirsing (*B. oleracea* var. *sabauda*). Die Hasel wurde auf dem Gattungsniveau *Corylus* spec. angegeben. Die Gattung umfasst unter anderem die Arten Gemeine Hasel (*Corylus avellana*), Lamberts-Hasel (*Corylus maxima*) und Baumhasel (*Corylus colurna*), die unter der Bezeichnung Haselnuss in den Lebensmittelhandel kommen und die anhand der Samen bzw. (Teil)Früchte nicht eindeutig auf Artniveau differenziert werden können. Sechs weitere Arten wurden nur bis auf Gattungsniveau bestimmt, da genauere Informationen zur taxonomischen Zuordnung der Arten in Bezug auf die verzehrten Bestandteile nicht bekannt waren. Diese sind Frauenmantel (*Alchemilla* spec.), Bambus (*Bambusa* spec.), Birke (*Betula* spec.), Chili (*Capsicum* spec.), Sonnenhut (*Echinacea* spec.) und Baumwolle (*Gossypium* spec.). Von letzterer wird gelegentlich das Öl der Samen Lebensmitteln beigelegt.

Als Quelle zur taxonomischen Bestimmung wurde die Online-Database *Mansfeld's World Database of Agricultural and Horticultural Crops* (URL 1) des Leibniz-Institut für Pflanzengenetik und Kulturpflanzenforschung (IPK) in Gatersleben verwandt. Bei dem Vergleich zwischen den omnivoren und vegetarischen/veganen Probanden wurden Unterschiede hinsichtlich des jeweiligen prozentualen Anteils des Verzehrs der Pflanzenarten berechnet (Anhang, Tab. III). Dabei wurde im Ergebnisteil nur auf Pflanzenarten mit Differenzen von mindestens 20 % eingegangen, um somit nur auf die größeren Unterschiede zwischen den prozentualen Anteilen der Vegetarier/Veganer und Omnivoren einzugehen.

Die Familien der Pflanzenarten wurden in Anlehnung an die *Mansfeld's World Database* bestimmt und angegeben, wobei für einige taxonomische Bezeichnungen Synonyme genannt sind, wie z. B. die Familie der Hülsenfrüchtler nicht wie als „Leguminosae“ sondern in der vorgelegten Arbeit als „Fabaceae“ gelistet ist.

Bei der Zuordnung ausgewählter Pflanzenarten zu den drei Hauptgruppen energieliefernder Stoffe (Fette, Kohlenhydrate, Eiweiß) erfolgte diese nach der jeweils relevanten Hauptspeicher- bzw. Inhaltsstoffgruppe der Pflanzen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass praktisch in allen verzehrten Taxa alle drei Stoffgruppen in unterschiedlichen Anteilen vorhanden sind und dass es nicht immer eine klare Zuordnung zu der Hauptgruppe an Inhaltsstoffen gibt.

2.2 Statistische Auswertung

Folgende Computerprogramme wurden zur grafischen und statistischen Auswertung der Daten verwendet:

- Microsoft® Office Excel 2007 (URL 2)
- WinSTAT, Statistik-Add-In für Microsoft® Excel (URL 3)
- RStudio (URL 4)

Aufgrund der zu kleinen Stichprobe der Veganer mit nur zwei Personen konnten deren Daten statistisch nicht ausgewertet werden. Für den Vergleich mit den anderen beiden Ernährungstypen wurden deren Anzahlen verzehrter Pflanzenarten dennoch vergleichend zu den Box-Whisker Plots der Vegetarier und Omnivoren in derselben Grafik als einzelne Punkte dargestellt (Abb. 6). Da der Veganismus eine Form des Vegetarismus ist, wurden weiterhin die 12 Vegetarier und

2 Veganer zu einer gemeinsamen Gruppe von 14 Personen zusammengeführt, um diese statistisch sowie grafisch mit der Gruppe der Omnivoren zu vergleichen (Abb. 7). Für die nach Geschlechtern differenzierte Darstellung zwischen den omnivoren und vegetarischen/veganen Probanden, konnten die vegetarischen Männer aufgrund der Stichprobenzahl von $n = 3$ statistisch nicht ausgewertet werden. Dennoch wurden die verzehrten Artenanzahlen der vegetarischen Männer vergleichend zu den Box-Whisker Plots der omnivoren und vegetarischen Frauen und omnivoren Männern als einzelne Punkte dargestellt (Abb. 8).

Die beiden Geschlechtergruppen sowie die verschiedenen Ernährungsgruppen (omnivor, vegetarisch/vegan) wurden jeweils mittels Shapiro-Wilk-Test auf eine Normalverteilung geprüft – die Daten aller Gruppen sind normal verteilt. Daraufhin wurden die Daten zweier zu vergleichender Gruppen jeweils durch einen unabhängigen t-Test auf signifikante Unterschiede geprüft. Der t-Test berechnet die Irrtumswahrscheinlichkeit p , dabei wird zwischen drei Signifikanzniveaus unterschieden:

- $p \leq 0,05$: signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 5\%$, markiert mit *)
- $p \leq 0,01$: sehr signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 1\%$, markiert mit **)
- $p \leq 0,001$: höchst signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 1\%$, markiert mit ***)

Zur Berechnung der relativen Ähnlichkeiten zwischen den Probanden wurde mittels des Statistikprogramms RStudio (URL 5) eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) durchgeführt. Die Probanden wurden in einem NMDS-Plot dargestellt (Abb. 9 und Abb. 10). In den NMDS Plots sind die Probanden räumlich so zueinander angeordnet, dass die Abstände untereinander den Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten in Bezug auf die jeweils verzehrten Pflanzenarten möglichst exakt entsprechen. Je näher die einzelnen Objekte (Probanden) beieinander liegen, desto ähnlicher sind sich die Probanden hinsichtlich der verzehrten Pflanzenarten. Je weiter voneinander entfernt, desto unähnlicher sind sie sich. Der stress-Wert, das Maß der Güte der NMDS, beträgt für die NMDS Plots etwas weniger als 0,2 (stress = 0,1984). Ein stress-Wert von $\leq 0,2$ wird als gut/ok betrachtet (URL 5).

Mittels einer Spearman-Rang Korrelation wurde auf einen Zusammenhang zwischen dem Alter der Probanden und der Anzahl verzehrter Pflanzenarten getestet. Bei der Messung wurden die zwei omnivoren Männer, welche sich mit jeweils über 50 Jahren deutlich vom Alter der restlichen Probanden abheben, nicht mit einbezogen. Außerdem wurde eine der beiden veganen Frauen, welche mit Abstand die meisten Pflanzenarten verzehrt hat, vom Test ausgeschlossen. Der Grund dafür ist, dass alle anderen Probanden Studierende des 3. Semesters (inkl. einer Studentin des 7. Semesters) des ISTAB Studiengangs waren, das heißt dies entspricht einer mehr oder weniger einheitlichen Gruppe mit einer Altersspanne von 19 bis 28 Jahren. Die Tests auf Korrelation wurden sowohl für die gesamte Anzahl der Probanden durchgeführt sowie für die jeweils männlichen und weiblichen Probanden und für Probanden der vegetarischen und omnivoren Ernährungsweise jeweils exklusive der drei genannten Ausreißer.

2.3 Probanden

Aus Gründen der Lesbarkeit wird bei Personen- und Gruppenbezeichnungen immer die männliche Form gewählt, es ist aber immer die weibliche Form mitgemeint. Die Gruppe der Probanden umfasste insgesamt 37 Personen (Abb. 2), davon waren 33 Personen Studierende des dritten Semesters des ISTAB Bachelor-Studiengangs. Zusätzlich nahmen die 4 Autoren als den Kurs betreuende Personen an der Studie teil. Die Geschlechter waren mit 20 Männern und 17 Frauen relativ ausgeglichen vertreten. Bezüglich der Ernährungsweise waren die Allesesser (Omnivoren) mit 23 Personen am stärksten vertreten, 12 Personen ernährten sich vegetarisch und 2 Personen vegan. Zur statistischen Auswertung der Ergebnisse wurden die Vegetarier und Veganer, aufgrund der sehr kleinen Stichprobenzahl der Veganer von $n = 2$, zu einer gemeinsamen Gruppe von 14 Personen zusammengefasst. Unter den Frauen befanden sich 11 Vegetarier/Veganer und 6 Omnivore. Unter den Männern waren es 3 Vegetarier und 17 Omnivore.



Abb. 2: Gruppenfoto der 37 Probanden der Studie. Darunter 33 Studierende des dritten Semesters des ISTAB Bachelors sowie 4 den Kurs Betreuende. Die Probanden unterteilen sich in 20 Männer und 17 Frauen, davon 23 Omnivore, 12 Vegetarier und 2 Veganer. Alle abgebildeten Personen sind mit der Veröffentlichung dieses Fotos einverstanden.

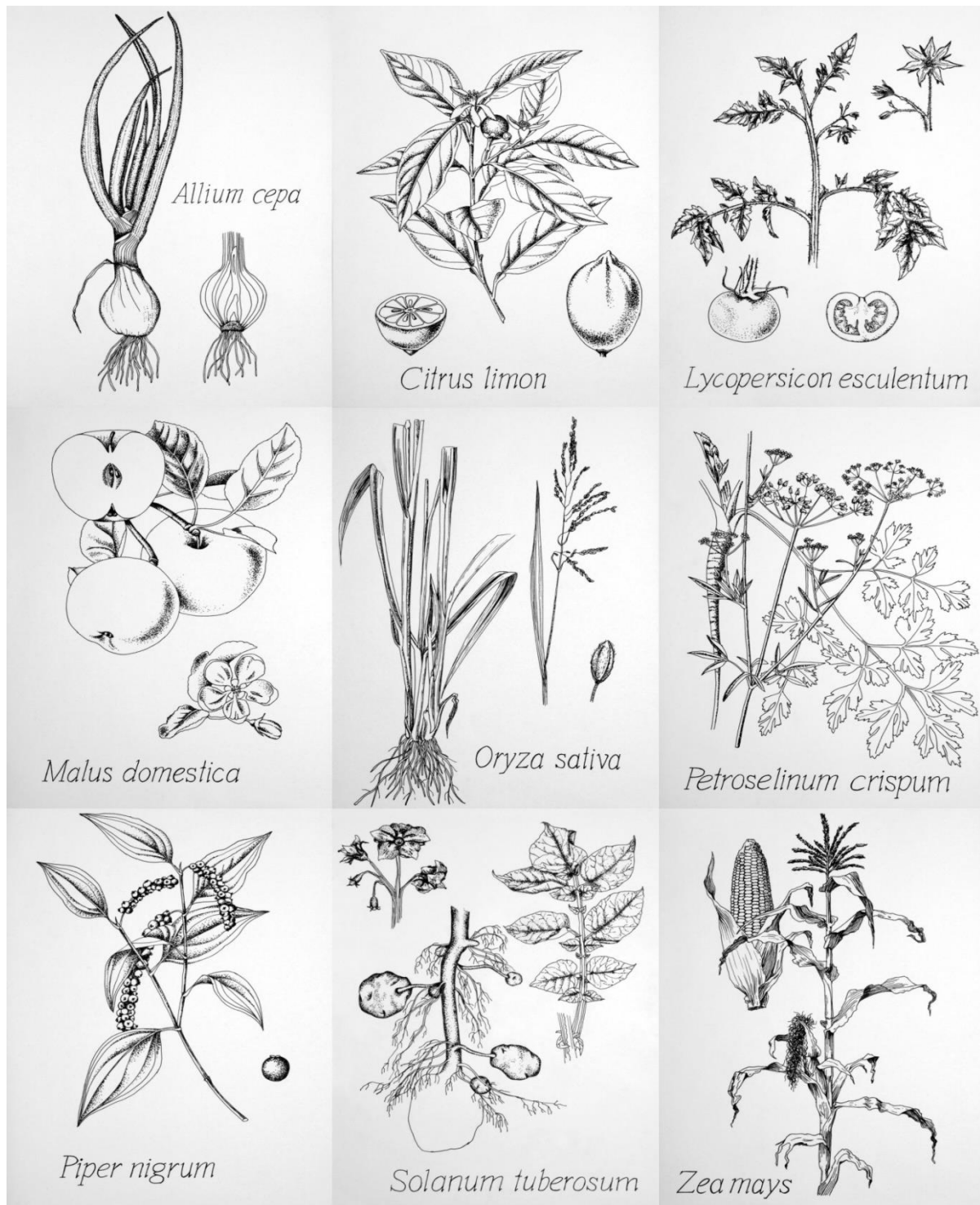


Abb. 3: Schematische Zeichnungen der neun Pflanzenarten, welche von allen Probanden verzehrt wurden. Von oben links nach unten rechts: Zwiebel (*Allium cepa*), Zitrone (*Citrus limon*), Tomate (*Lycopersicon esculentum*), Apfel (*Malus domestica*), Reis (*Oryza sativa*), Petersilie (*Petroselinum crispum*), Pfeffer (*Piper nigrum*), Kartoffel (*Solanum tuberosum*), Mais (*Zea mays*). Zeichnungen: EVA VOGEL.

3 Ergebnisse

3.1 Gesamtliste der verzehrten Pflanzenarten

In der Summe wurden von den 37 Probanden über den Zeitraum von vier Wochen 280 verschiedene Pflanzenarten verzehrt (Tab. 1), wobei von einzelnen Probanden im Minimum 49 und als höchste Anzahl 172 Pflanzenarten angegeben wurden. Im Anhang befinden sich die gesamte Artenliste alphabetisch nach deutschen Artnamen sortiert (Tab. I) sowie die Artenliste aller verzehrten Pflanzenarten inklusive der Angaben des Verzehrs durch die jeweiligen Probanden sowie die Informationen zu Alter, Geschlecht und Ernährungsweise der Probanden (Tab. V). Neun verschiedene Pflanzenarten wurden von allen Probanden verzehrt (Abb. 3): Reis (*Oryza sativa*), Mais (*Zea mays*), Tomate (*Lycopersicon esculentum*), Kartoffel (*Solanum tuberosum*), Zwiebel (*Allium cepa*), Zitrone (*Citrus limon*), Apfel (*Malus domestica*), Petersilie (*Petroselinum crispum*) und Pfeffer (*Piper nigrum*) und weitere neun wurden von 36 Probanden verzehrt. Die vollständige Rangliste aller verzehrten Pflanzenarten, sortiert nach der Anzahl der Nennungen, befindet sich im Anhang (Tab. II), inklusive der Angabe des jeweiligen prozentualen Anteils der Nennungen durch Omnivore bzw. Vegetarier/Veganer. Neben den neun genannten Arten, welche von allen Probanden verzehrt wurden, gibt es vier Arten, welche von allen Omnivoren (100 %), nicht aber von allen Vegetariern/Veganern (je 93 %) verzehrt wurden. Diese sind Knoblauch (*Allium sativum*), Paprika (*Capsicum annuum*), Gurke (*Cucumis sativus*) und Karotte (*Daucus carota*). Hingegen sind es 16 Pflanzenarten, welche von allen Vegetariern/Veganern verzehrt wurden, nicht aber von allen Omnivoren. Diese sind unter anderem Sojabohne (*Glycine max*), Sonnenblume (*Helianthus annuus*), Roggen (*Secale cereale*), Kakaobaum (*Theobroma cacao*), Echte Vanille (*Vanilla planifolia*), Zuckerrübe/Rote Bete/Mangold (*Beta vulgaris*), Raps/Steckrübe (*Brassica napus*) und Kohl (*Brassica oleracea*) (Tab. II). 64 Pflanzenarten wurden nur von jeweils einer Person genannt (Abb. 4).

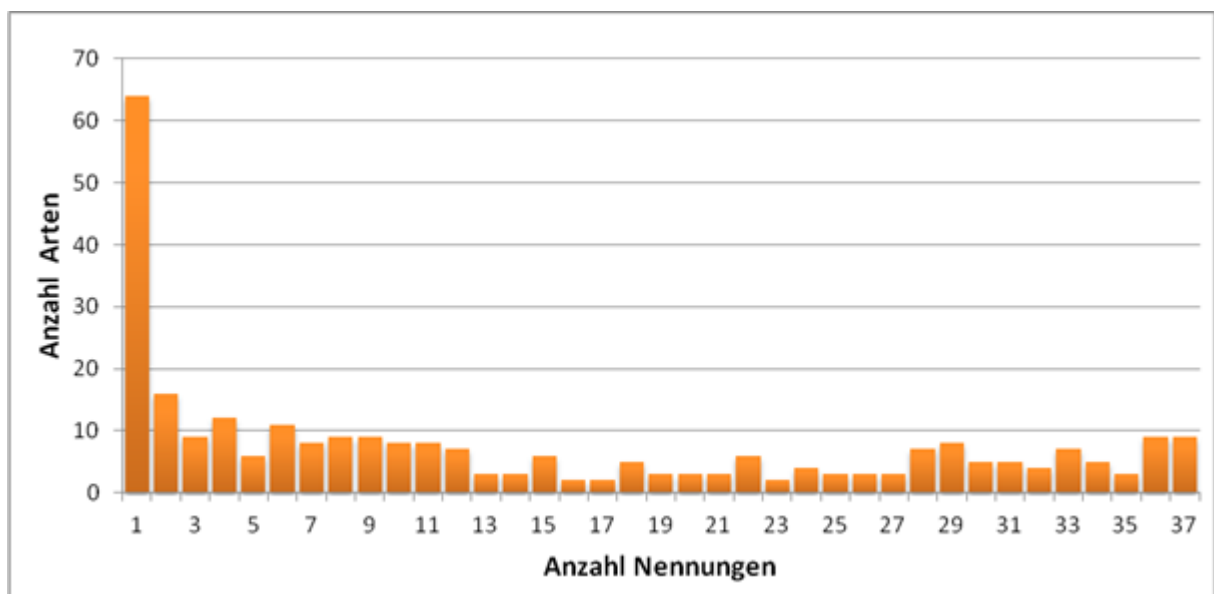


Abb. 4: Anzahl der Nennungen und deren jeweilige Anzahl der Pflanzenarten. Bei 37 Probanden sind Nennungen von 1–37 möglich. Eine Nennung = von einer Person verzehrt. 37 Nennungen = von allen Personen verzehrt. y-Achse: Summe der Pflanzenarten der jeweiligen Nennung.

Tab. 1: Liste aller von den insgesamt 37 Probanden über einen Zeitraum von vier Wochen verzehrten Pflanzenarten. Alphabetisch nach wissenschaftlichem Artnamen sortiert. Anzahl der Nennungen jeweils angegeben: Eine Nennung = von einem Probanden verzehrt, 37 Nennungen = von allen Probanden verzehrt.

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Familie	Nennungen
<i>Abelmoschus esculentus</i>	Okra	Malvaceae	1
<i>Acacia senegal</i>	Gummiarabikum-Baum	Fabaceae	9
<i>Acacia seyal</i>	Seyal-Akazie	Fabaceae	1
<i>Acer saccharum</i>	Zuckerahorn	Aceraceae	5
<i>Achillea millefolium</i>	Schafgarbe	Asteraceae	7
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus	Araceae	1
<i>Actinidia arguta</i>	Japanische Stachelbeere	Actinidiaceae	1
<i>Actinidia chinensis</i>	Gelbe Kiwi	Actinidiaceae	1
<i>Actinidia deliciosa</i>	Kiwi	Actinidiaceae	28
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Rosskastanie	Hippocastanaceae	1
<i>Agave americana</i>	Agave	Agavaceae	9
<i>Alchemilla spec.</i>	Frauenmantel	Rosaceae	2
<i>Allium ampeloprasum</i>	Porree	Alliaceae	28
<i>Allium cepa</i>	Zwiebel	Alliaceae	37
<i>Allium fistulosum</i>	Winterzwiebel	Alliaceae	25
<i>Allium sativum</i>	Knoblauch	Alliaceae	36
<i>Allium schoenoprasum</i>	Schnittlauch	Alliaceae	30
<i>Allium ursinum</i>	Bärlauch	Alliaceae	13
<i>Alpinia galanga</i>	Großer Galgant	Zingiberaceae	1
<i>Althaea officinalis</i>	Eibisch	Malvaceae	3
<i>Amaranthus caudatus</i>	Garten-Fuchsschwanz	Amaranthaceae	1
<i>Amygdalus communis</i>	Mandelbaum	Rosaceae	32
<i>Anacardium occidentale</i>	Kaschubaum	Anacardiaceae	22
<i>Ananas comosus</i>	Ananas	Bromeliaceae	31
<i>Anethum graveolens</i>	Dill	Apiaceae	29
<i>Angelica archangelica</i>	Engelwurz	Apiaceae	2
<i>Anthriscus cerefolium</i>	Garten-Kerbel	Apiaceae	8
<i>Apium graveolens</i>	Schnittsellerie	Apiaceae	33
<i>Arachis hypogaea</i>	Erdnuss	Fabaceae	31
<i>Arctium lappa</i>	Große Klette	Asteraceae	1
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Bärentraube	Ericaceae	1
<i>Armeniaca vulgaris</i>	Aprikose	Rosaceae	11
<i>Armoracia rusticana</i>	Meerrettich	Brassicaceae	13
<i>Aronia melanocarpa</i>	Schwarze Apfelbeere	Rosaceae	5
<i>Artemisia dracunculus</i>	Estragon	Asteraceae	8
<i>Aspalathus linearis</i>	Rooibos	Fabaceae	15
<i>Asparagus officinalis</i>	Garten-Spargel	Asparagaceae	8
<i>Avena sativa</i>	Hafer	Poaceae	33
<i>Avena sterilis</i>	Wild-Hafer	Poaceae	1
<i>Averrhoa carambola</i>	Sternfrucht	Oxalidaceae	4
<i>Bambusa spec.</i>	Bambus	Poaceae	9
<i>Bertholletia excelsa</i>	Paranuss	Lecythidaceae	4
<i>Beta vulgaris</i>	Zuckerrübe/Rote Bete/ Mangold	Chenopodiaceae	35

(Fortsetzung Tab. 1)

<i>Betula spec.</i>	Birke	Betulaceae	2
<i>Bixa orellana</i>	Orlean-Strauch	Bixaceae	1
<i>Borago officinalis</i>	Gurkenkraut	Boraginaceae	2
<i>Brassica juncea</i>	Brauner Senf	Brassicaceae	1
<i>Brassica napus</i>	Raps/Steckrübe	Brassicaceae	35
<i>Brassica nigra</i>	Schwarzer Senf	Brassicaceae	6
<i>Brassica oleracea</i>	Blumen-, Weiß-, Grün-, Rot-, Rosenkohl/Kohlrabi/ Brokkoli/Wirsing	Brassicaceae	35
<i>Brassica rapa</i>	Rübsen	Brassicaceae	8
<i>Calendula officinalis</i>	Ringelblume	Asteraceae	4
<i>Camellia sinensis</i>	Teestrauch	Theaceae	24
<i>Cannabis sativa</i>	Hanf	Cannabaceae	1
<i>Capparis spinosa</i>	Kapernstrauch	Capparaceae	3
<i>Capsicum annuum</i>	Paprika	Solanaceae	36
<i>Capsicum spec.</i>	Chili	Solanaceae	29
<i>Carica papaya</i>	Papaya	Caricaceae	18
<i>Carthamus tinctorius</i>	Färberdistel	Asteraceae	6
<i>Carum carvi</i>	Kümmel	Apiaceae	13
<i>Castanea sativa</i>	Esskastanie	Fagaceae	9
<i>Cerasus avium</i>	Süßkirsche	Rosaceae	6
<i>Cerasus vulgaris</i>	Sauerkirsche	Rosaceae	16
<i>Ceratonia siliqua</i>	Johannisbrotbaum	Fabaceae	22
<i>Chenopodium quinoa</i>	Quinoa	Chenopodiaceae	7
<i>Cicer arietinum</i>	Kichererbse	Fabaceae	21
<i>Cichorium endivia</i>	Endivie	Asteraceae	1
<i>Cichorium intybus</i>	Zichorie	Asteraceae	11
<i>Cinnamomum bejolghota</i>	Indischer Zimt	Lauraceae	1
<i>Cinnamomum burmanii</i>	Indonesischer Zimt	Lauraceae	1
<i>Cinnamomum cassia</i>	Vietnamesischer Zimt	Lauraceae	1
<i>Cinnamomum verum</i>	Ceylon-Zimtbaum	Lauraceae	22
<i>Citrus aurantiifolia</i>	Limette	Rutaceae	23
<i>Citrus aurantium</i>	Pomeranze	Rutaceae	2
<i>Citrus bergamia</i>	Bergamotte	Rutaceae	3
<i>Citrus deliciosa</i>	Mandarine	Rutaceae	19
<i>Citrus limon</i>	Zitrone	Rutaceae	37
<i>Citrus paradisi</i>	Pampelmuse	Rutaceae	11
<i>Citrus sinensis</i>	Orange	Rutaceae	34
<i>Cocos nucifera</i>	Kokospalme	Arecaceae	24
<i>Coffea arabica</i>	Arabica-Kaffee	Rubiaceae	28
<i>Coffea canephora</i>	Robusta-Kaffee	Rubiaceae	1
<i>Cola acuminata</i>	Kolanuss	Sterculiaceae	10
<i>Copernicia prunifera</i>	Carnauba-Wachspalme	Arecaceae	2
<i>Coriandrum sativum</i>	Koriander	Apiaceae	28
<i>Cornus mas</i>	Kornelkirsche	Cornaceae	3
<i>Corylus spec.</i>	Hasel	Corylaceae	33
<i>Crocus sativus</i>	Safrankrokus	Iridaceae	3
<i>Cucumis melo</i>	Zuckermelone	Cucurbitaceae	14
<i>Cucumis sativus</i>	Gurke	Cucurbitaceae	36

(Fortsetzung Tab. 1)

<i>Cucurbita maxima</i>	Riesenkürbis	Cucurbitaceae	31
<i>Cucurbita moschata</i>	Moschuskürbis	Cucurbitaceae	1
<i>Cucurbita pepo</i>	Zucchini	Cucurbitaceae	27
<i>Cuminum cyminum</i>	Kreuzkümmel	Apiaceae	29
<i>Curcuma longa</i>	Kurkuma	Zingiberaceae	26
<i>Curcuma zedoaria</i>	Zitwerwurzel	Zingiberaceae	1
<i>Cyamopsis tetragonoloba</i>	Guarbohne	Fabaceae	10
<i>Cyanus segetum</i>	Kornblume	Asteraceae	4
<i>Cyclopia genistoides</i>	Honigbusch	Fabaceae	2
<i>Cyclopia subternata</i>	Grüner Honigbusch	Fabaceae	1
<i>Cydonia oblonga</i>	Quitte	Rosaceae	8
<i>Cymbopogon citratus</i>	Zitronengras	Poaceae	19
<i>Cynara cardunculus</i>	Artischocke	Asteraceae	11
<i>Daucus carota</i>	Karotte	Apiaceae	36
<i>Diospyros kaki</i>	Kakipflaume	Ebenaceae	6
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Schmalblättr. Doppelrauke	Brassicaceae	28
<i>Echinacea spec.</i>	Sonnenhut	Asteraceae	1
<i>Elaeis guineensis</i>	Ölpalme	Arecaceae	31
<i>Elettaria cardamomum</i>	Kardamompflanze	Zingiberaceae	17
<i>Empetrum nigrum</i>	Schwarze Krähenbeere	Ericaceae	1
<i>Equisetum arvense</i>	Ackerschachtelhalm	Equisetaceae	1
<i>Eruca sativa</i>	Garten-Senfauke	Brassicaceae	1
<i>Eucalyptus globulus</i>	Eukalyptus	Myrtaceae	6
<i>Euterpe oleracea</i>	Kohlpalme	Arecaceae	2
<i>Eutrema wasabi</i>	Japanischer Meerrettich	Brassicaceae	5
<i>Fagopyrum esculentum</i>	Buchweizen	Polygonaceae	10
<i>Ficus carica</i>	Feigenbaum	Moraceae	15
<i>Filipendula ulmaria</i>	Echtes Mädesüß	Rosaceae	1
<i>Foeniculum vulgare</i>	Fenchel	Apiaceae	29
<i>Fragaria x ananassa</i>	Erdbeere	Rosaceae	28
<i>Galium odoratum</i>	Echter Waldmeister	Rubiaceae	1
<i>Garcinia indica</i>	Kokum	Clusiaceae	1
<i>Gardenia jasminoides</i>	Gardenie	Rubiaceae	4
<i>Ginkgo biloba</i>	Ginkgobaum	Ginkgoaceae	4
<i>Glycine max</i>	Sojabohne	Fabaceae	36
<i>Glycyrrhiza glabra</i>	Süßholz	Fabaceae	20
<i>Gomphrena globosa</i>	Kugelamarant	Amaranthaceae	10
<i>Gossypium spec.</i>	Baumwolle	Malvaceae	2
<i>Halimione portulacoides</i>	Portulak-Keilmelde	Amaranthaceae	1
<i>Helianthemum nummularium</i>	Gelbes Sonnenröschen	Cistaceae	1
<i>Helianthus annuus</i>	Sonnenblume	Asteraceae	36
<i>Helianthus tuberosus</i>	Topinambur	Asteraceae	2
<i>Hibiscus sabdariffa</i>	Roselle	Malvaceae	20
<i>Hippophaë rhamnoides</i>	Sanddorn	Elaeagnaceae	7
<i>Hordeum vulgare</i>	Saat-Gerste	Poaceae	28
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen	Cannabaceae	30
<i>Hylocereus undatus</i>	Drachenfrucht	Cactaceae	1
<i>Hypericum perforatum</i>	Echtes Johanniskraut	Hypericaceae	1

(Fortsetzung Tab. 1)

<i>Hyptis spicigera</i>	schwarzer Sesam	Lamiaceae	7
<i>Hyssopus officinalis</i>	Ysop	Lamiaceae	1
<i>Ilex paraguariensis</i>	Matestrauch	Aquifoliaceae	10
<i>Illicium verum</i>	Sternanis	Illiciaceae	9
<i>Impatiens glandulifera</i>	Drüsiges Springkraut	Balsaminaceae	2
<i>Ipomoea batatas</i>	Süßkartoffel	Convolvulaceae	18
<i>Juglans regia</i>	Echte Walnuss	Juglandaceae	26
<i>Juniperus communis</i>	Gemeiner Wacholder	Cupressaceae	8
<i>Lactuca sativa</i>	Kopfsalat	Asteraceae	34
<i>Laurus nobilis</i>	Lorbeerbaum	Lauraceae	19
<i>Lavandula angustifolia</i>	Lavendel	Lamiaceae	11
<i>Lens culinaris</i>	Linse	Fabaceae	3
<i>Lepidium meyenii</i>	Maca-Pflanze	Brassicaceae	1
<i>Lepidium sativum</i>	Gartenkresse	Brassicaceae	7
<i>Leptospermum petersonii</i>	Zitronenmyrte	Myrtaceae	4
<i>Levisticum officinale</i>	Liebstockel	Apiaceae	18
<i>Linum usitatissimum</i>	Lein	Linaceae	23
<i>Lippia triphylla</i>	Zitronenstrauch	Verbenaceae	7
<i>Lycium barbarum</i>	Gemeiner Bocksdorn	Solanaceae	1
<i>Lycopersicon esculentum</i>	Tomate	Solanaceae	37
<i>Macadamia ternifolia</i>	Macadamianuss	Proteaceae	10
<i>Malpighia glabra</i>	Acerolakirsche	Malpighiaceae	6
<i>Malus domestica</i>	Apfelbaum	Rosaceae	37
<i>Malus sylvestris</i>	Wildapfel	Rosaceae	33
<i>Malva sylvestris</i>	Wilde Malve	Malvaceae	4
<i>Mangifera indica</i>	Mangobaum	Anacardiaceae	25
<i>Manihot esculenta</i>	Maniok	Euphorbiaceae	4
<i>Marrubium vulgare</i>	Gewöhnlicher Andorn	Lamiaceae	4
<i>Matricaria chamomilla</i>	Echte Kamille	Asteraceae	12
<i>Medicago sativa</i>	Luzerne	Fabaceae	1
<i>Melissa officinalis</i>	Zitronenmelisse	Lamiaceae	9
<i>Mentha spicata</i>	Grüne Minze	Lamiaceae	7
<i>Mentha x piperita</i>	Pfefferminze	Lamiaceae	29
<i>Mentha x rotundifolia</i>	Apfelminze	Lamiaceae	1
<i>Montia perfoliata</i>	Kuba-Spinat	Portulacaceae	1
<i>Moringa oleifera</i>	Meerrettichbaum	Moringaceae	1
<i>Morus alba</i>	Weißer Maulbeere	Moraceae	1
<i>Murraya koenigii</i>	Currybaum	Rutaceae	12
<i>Musa x paradisiaca</i>	Banane	Musaceae	34
<i>Myristica fragrans</i>	Muskatnussbaum	Myristicaceae	26
<i>Nigella sativa</i>	Schwarzkümmel	Ranunculaceae	14
<i>Ocimum basilicum</i>	Basilikum	Lamiaceae	34
<i>Ocimum tenuiflorum</i>	Indisches Basilikum	Lamiaceae	7
<i>Ocimum x citriodorum</i>	Zitronenbasilikum	Lamiaceae	5
<i>Olea europaea</i>	Olivenbaum	Oleaceae	29
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Feigenkaktus	Cactaceae	1
<i>Origanum majorana</i>	Majoran	Lamiaceae	18
<i>Origanum vulgare</i>	Oregano	Lamiaceae	34

(Fortsetzung Tab. 1)

<i>Oryza sativa</i>	Reis	Poaceae	37
<i>Panax ginseng</i>	Ginsengwurzel	Araliaceae	6
<i>Pandanus tectorius</i>	Schrauben-Palme	Pandanaceae	1
<i>Panicum miliaceum</i>	Rispenhirse	Poaceae	9
<i>Papaver rhoeas</i>	Klatschmohn	Papaveraceae	1
<i>Papaver somniferum</i>	Schlafmohn	Papaveraceae	15
<i>Passiflora edulis</i>	Maracuja	Passifloraceae	21
<i>Passiflora incarnata</i>	Winterharte Passionsblume	Passifloraceae	3
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinake	Apiaceae	10
<i>Paullinia cupana</i>	Guarana	Sapindaceae	11
<i>Persea americana</i>	Avocado	Lauraceae	21
<i>Persica vulgaris</i>	Pfirsich	Rosaceae	22
<i>Petroselinum crispum</i>	Petersilie	Apiaceae	37
<i>Phaseolus coccineus</i>	Feuerbohne	Fabaceae	1
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Gartenbohne	Fabaceae	27
<i>Phoenix dactylifera</i>	Dattelpalme	Arecaceae	8
<i>Physalis alkekengi</i>	Lampionblume	Solanaceae	9
<i>Physalis peruviana</i>	Kapstachelbeere	Solanaceae	1
<i>Pimpinella anisum</i>	Anis	Apiaceae	15
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Kleine Bibernelle	Apiaceae	2
<i>Pinus mugo</i>	Bergkiefer	Pinaceae	3
<i>Pinus pinea</i>	Pinie	Pinaceae	6
<i>Piper nigrum</i>	Pfeffer	Piperaceae	37
<i>Pistacia vera</i>	Echte Pistazie	Anacardiaceae	9
<i>Pisum sativum</i>	Erbse	Fabaceae	29
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitzwegerich	Plantaginaceae	5
<i>Populus tremula</i>	Zitterpappel	Salicaceae	1
<i>Primula veris</i>	Wiesenschlüsselblume	Primulaceae	1
<i>Prunus domestica</i>	Pflaumenbaum/Zwetschge	Rosaceae	22
<i>Psidium guajava</i>	Guave	Myrtaceae	6
<i>Punica granatum</i>	Granatapfelbaum	Punicaceae	12
<i>Pyrus communis</i>	Birnbaum	Rosaceae	27
<i>Pyrus pyrifolia</i>	Nashi-Birne	Rosaceae	2
<i>Quercus robur</i>	Stieleiche	Fagaceae	1
<i>Raphanus sativus</i>	Radisheschen	Brassicaceae	12
<i>Rheum x hybridum</i>	Rhabarber	Polygonaceae	10
<i>Rhus coriaria</i>	Gerbersumach	Anacardiaceae	1
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere	Grossulariaceae	17
<i>Ribes rubrum</i>	Rote Johannisbeere	Grossulariaceae	16
<i>Rosa canina</i>	Hundsrose	Rosaceae	15
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Rosmarin	Lamiaceae	33
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Brombeere	Rosaceae	24
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere	Rosaceae	29
<i>Rumex acetosa</i>	Garten-Sauerampfer	Polygonaceae	5
<i>Saccharum officinarum</i>	Zuckerrohr	Poaceae	33
<i>Salicornia europaea</i>	Europäischer Queller	Chenopodiaceae	1
<i>Salvia hispanica</i>	Mexikanische Chia	Lamiaceae	12
<i>Salvia officinalis</i>	Echter Salbei	Lamiaceae	22

(Fortsetzung Tab. 1)

<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder	Caprifoliaceae	14
<i>Sanguisorba minor</i>	Kleiner Wiesenknopf	Rosaceae	1
<i>Satureja hortensis</i>	Bohnenkraut	Lamiaceae	12
<i>Schinus molle</i>	Peruanischer Pfefferbaum	Anacardiaceae	1
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Brasilianischer Pfefferbaum	Anacardiaceae	2
<i>Secale cereale</i>	Roggen	Poaceae	36
<i>Sedum album</i>	Weißer Mauerpfeffer	Crassulaceae	8
<i>Sesamum indicum</i>	Sesam	Pedaliaceae	32
<i>Shorea robusta</i>	Salbaum	Dipterocarpaceae	1
<i>Shorea stenoptera</i>	Illipe	Dipterocarpaceae	1
<i>Silybum marianum</i>	Mariendistel	Asteraceae	1
<i>Sinapis alba</i>	Weißer Senf	Brassicaceae	31
<i>Solanum melongena</i>	Aubergine	Solanaceae	24
<i>Solanum tuberosum</i>	Kartoffel	Solanaceae	37
<i>Sorbus aucuparia</i>	Vogelbeere	Rosaceae	2
<i>Spinacia oleracea</i>	Spinat	Chenopodiaceae	32
<i>Stevia rebaudiana</i>	Süßkraut	Asteraceae	11
<i>Symphytum officinale</i>	Beinwell	Boraginaceae	3
<i>Syzygium aromaticum</i>	Gewürznelkenbaum	Myrtaceae	25
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Lapacho	Bignoniaceae	1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	Löwenzahn	Asteraceae	1
<i>Theobroma cacao</i>	Kakaobaum	Sterculiaceae	36
<i>Thymus vulgaris</i>	Echter Thymian	Lamiaceae	30
<i>Tilia cordata</i>	Winterlinde	Tiliaceae	1
<i>Tilia tomentosa</i>	Silberlinde	Tiliaceae	4
<i>Trigonella foenum-graecum</i>	Bockshornklee	Fabaceae	15
<i>Triticum aestivum</i>	Weich-Weizen/Dinkel	Poaceae	30
<i>Triticum turgidum</i>	Hart-Weizen	Poaceae	32
<i>Tropaeolum majus</i>	Kapuzinerkresse	Tropaeolaceae	1
<i>Ulmus minor</i>	Feldulme	Ulmaceae	1
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel	Urticaceae	8
<i>Vaccinium corymbosum</i>	Amerikanische Blaubeere	Ericaceae	1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blaubeere	Ericaceae	20
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Kranbeere	Ericaceae	12
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Preiselbeere	Ericaceae	11
<i>Valeriana officinalis</i>	Gemeiner Baldrian	Valerianaceae	1
<i>Valerianella locusta</i>	Feldsalat	Valerianaceae	6
<i>Vanilla planifolia</i>	Echte Vanille	Orchidaceae	36
<i>Veronica officinalis</i>	Echter Ehrenpreis	Scrophulariaceae	2
<i>Vicia faba</i>	Acker-Bohne	Fabaceae	18
<i>Vigna angularis</i>	Adzuki-Bohne	Fabaceae	1
<i>Vigna radiata</i>	Mungbohne	Fabaceae	6
<i>Vitellaria paradoxa</i>	Sheanussbaum	Sapotaceae	4
<i>Vitis vinifera</i>	Weinrebe	Vitaceae	33
<i>Zea mays</i>	Mais	Poaceae	37
<i>Zingiber officinale</i>	Ingwer	Zingiberaceae	30

Tab. 2: Liste aller Pflanzenfamilien der verzehrten Pflanzenarten sowie die jeweilige Artenanzahl innerhalb der Familien. 95 verschiedene Familien sind durch die 280 verzehrten Pflanzenarten vertreten.

Botanischer Familienname	Deutscher Familienname	Artenanzahl
Fabaceae	Hülsenfrüchte	20
Rosaceae	Rosengewächse	20
Lamiaceae	Lippenblütler	18
Asteraceae	Korbblütler	17
Apiaceae	Doldenblütler	14
Brassicaceae	Kreuzblütler	13
Poaceae	Süßgräser	12
Rutaceae	Rautengewächse	8
Solanaceae	Nachtschattengewächse	8
Alliaceae	Lauchgewächse	6
Anacardiaceae	Sumachgewächse	6
Ericaceae	Heidekrautgewächse	6
Lauraceae	Lorbeergewächse	6
Arecaceae	Palmengewächse	5
Cucurbitaceae	Kürbisgewächse	5
Malvaceae	Malvengewächse	5
Zingiberaceae	Ingwergewächse	5
Chenopodiaceae	Gänsefußgewächse	4
Myrtaceae	Myrtengewächse	4
Rubiaceae	Rötegewächse	4
Actinidiaceae	Strahlengriffelgewächse	3
Amaranthaceae	Fuchsschwanzgewächse	3
Polygonaceae	Knöterichgewächse	3
Boraginaceae	Raublattgewächse	2
Cactaceae	Kakteengewächse	2
Cannabaceae	Hanfgewächse	2
Dipterocarpaceae	Flügelfruchtgewächse	2
Fagaceae	Buchengewächse	2
Grossulariaceae	Stachelbeergewächse	2
Moraceae	Maulbeergewächse	2
Papaveraceae	Mohngewächse	2
Passifloraceae	Passionsblumengewächse	2
Pinaceae	Kieferngewächse	2
Sterculiaceae	Sterculiengewächse	2
Tiliaceae	Lindengewächse	2
Valerianaceae	Baldriangewächse	2
Aceraceae	Ahorngewächse	1
Agavaceae	Agavengewächse	1
Aquifoliaceae	Stechpalmengewächse	1
Araceae	Aronstabgewächse	1
Araliaceae	Araliengewächse	1
Asparagaceae	Spargelgewächse	1
Balsaminaceae	Balsaminengewächse	1
Betulaceae	Birkengewächse	1
Bignoniaceae	Trompetenbaumgewächse	1
Bixaceae	Orleansbaumgewächse	1
Bromeliaceae	Bromeliengewächse	1
Caricaceae	Melonenbaumgewächse	1
Capparaceae	Kaperngewächse	1

(Fortsetzung Tab. 2)

Caprifoliaceae	Geißblattgewächse	1
Cistaceae	Zistrosengewächse	1
Clusiaceae	Hartheugewächse	1
Convolvulaceae	Windengewächse	1
Cornaceae	Hartriegelgewächse	1
Corylaceae	Haselnussgewächse	1
Crassulaceae	Dickblattgewächse	1
Cupressaceae	Zypressengewächse	1
Ebenaceae	Ebenholzgewächse	1
Elaeagnaceae	Ölweidengewächse	1
Equisetaceae	Schachtelhalme	1
Euphorbiaceae	Wolfsmilchgewächse	1
Ginkgoaceae	Ginkgogewächse	1
Hippocastanaceae	Roskastaniengewächse	1
Hypericaceae	Johanniskrautgewächse	1
Illiciaceae	Sternanisgewächse	1
Iridaceae	Schwertliliengewächse	1
Juglandaceae	Walnussgewächse	1
Lecythidaceae	Topffruchtgewächse	1
Linaceae	Leingewächse	1
Malpighiaceae	Malpighiengewächse	1
Moringaceae	Bennußgewächse	1
Musaceae	Bananengewächse	1
Myristicaceae	Muskatnussgewächse	1
Oleaceae	Ölbaumgewächse	1
Orchidaceae	Orchideengewächse	1
Oxalidaceae	Sauerkleegewächse	1
Pandanaceae	Schraubenbaumgewächse	1
Pedaliaceae	Sesamgewächse	1
Piperaceae	Pfeffergewächse	1
Plantaginaceae	Wegerichgewächse	1
Portulacaceae	Portulakgewächse	1
Primulaceae	Primelgewächse	1
Proteaceae	Silberbaumgewächse	1
Punicaceae	Granatapfelgewächse	1
Ranunculaceae	Hahnenfußgewächse	1
Salicaceae	Weidengewächse	1
Sapindaceae	Seifenbaumgewächse	1
Sapotaceae	Sapotengewächse	1
Scrophulariaceae	Braunwurzgewächse	1
Theaceae	Teestrauchgewächse	1
Tropaeolaceae	Kapuzinerkressengewächse	1
Ulmaceae	Ulmengewächse	1
Urticaceae	Brennnesselgewächse	1
Verbenaceae	Eisenkrautgewächse	1
Vitaceae	Weinrebengewächse	1
Σ = 95		Σ = 280

3.2 Zugehörigkeit zu Pflanzenfamilien der verzehrten Pflanzenarten

Insgesamt sind mit den 280 verzehrten Pflanzenarten 95 verschiedene Pflanzenfamilien vertreten (Tab. 2). Die Hülsenfrüchte (Fabaceae) und Rosengewächse (Rosaceae) bilden die zwei Familien mit der höchsten Anzahl vertretener Pflanzenarten (jeweils 20). Darauf folgen die Familie der Lippenblütler (Lamiaceae) mit 18 Arten und die Familie der Korbblütler (Asteraceae) mit 17 Arten. Weitere durch die verzehrten Pflanzenarten häufig vertretene Familien sind die Doldenblütler (Apiaceae) mit 14 Arten, die Kreuzblütler (Brassicaceae) mit 13 Arten, die Süßgräser (Poaceae) mit 12 Arten und die Rautengewächse (Rutaceae) sowie die Nachtschattengewächse (Solanaceae) mit jeweils 8 Arten. Es folgen 27 weitere Pflanzenfamilien, welche mit 2 bis 6 verzehrten Pflanzenarten vertreten sind. Von den insgesamt 95 Familien sind in der Summe 59 Pflanzenfamilien jeweils durch nur eine einzige verzehrte Pflanzenart vertreten, wie beispielsweise die Walnussgewächse (Juglandaceae), deren einziger Vertreter die Echte Walnuss (*Juglans regia*) ist. Desweiteren ist die Banane (*Musa x paradisiaca*) die einzige verzehrte Pflanzenart innerhalb der Familie der Bananengewächse (Musaceae). Eine Liste aller vertretenen Familien mit Zuordnung der jeweiligen verzehrten Pflanzenarten dieser Familien befindet sich im Anhang (Tab. IV).

3.3 Unterschiede zwischen den Geschlechtern in Bezug auf die verzehrten Pflanzenarten

Die Frauen (n = 17; 46 % der Probanden) verzehrten im Mittel mit 111 eine signifikant höhere Anzahl an Pflanzenarten als die Männer (n = 20; 54 % der Probanden) mit 94 Arten (Abb. 5). Das Minimum der durch Frauen verzehrten Artenanzahlen liegt bei 73, das Maximum bei 172 Arten. Bei den Männern liegt das Minimum mit 49 verzehrten Pflanzenarten deutlich niedriger, ebenso ist das Maximum mit 135 verzehrten Arten geringer. Die Frauen weisen eine größere Gesamtspannweite in Bezug auf die Anzahl verzehrter Pflanzenarten auf als die Männer.

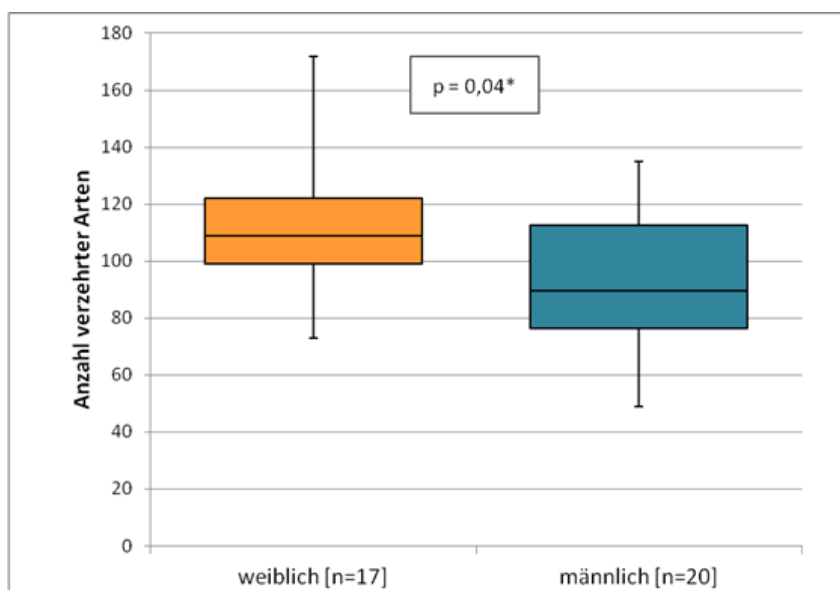


Abb. 5: Box-Whisker Plots der weiblichen Probanden [n = 17] und der männlichen Probanden [n = 20] in Bezug auf die Anzahl der verzehrten Pflanzenarten. Unabhängiger t-Test: $p = 0,04^*$ (signifikanter Unterschied).

3.4 Unterschiede zwischen den Ernährungsweisen in Bezug auf die verzehrten Pflanzenarten

Die omnivore Ernährungsweise ($n = 23$; 62 % der Probanden) ist in Bezug auf die Anzahl verzehrter Pflanzenarten mit im Mittel 93 Arten signifikant artenärmer als die vegetarische ($n = 14$; 12 Vegetarier und 2 Veganer; 38 % der Probanden) mit 117 Arten (Abb. 6). Das Minimum der durch Omnivore verzehrten Artenanzahlen liegt bei 49, das Maximum bei 135 Arten. Das Minimum der durch Vegetarier verzehrten Artenanzahlen befindet sich bei 82 und das Maximum bei 144 Pflanzenarten. Die gesamte Spannweite der durch Omnivore verzehrten Artenanzahlen ist somit etwas größer als bei den Vegetariern (Abb. 6). Die Anzahlen der durch die zwei Veganer verzehrten Pflanzenarten liegen bei 116 und bei 172 Arten. Die höhere Anzahl verzehrter Pflanzenarten der Veganer liegt deutlich über den Maxima der Anzahl verzehrter Arten der Omnivoren und Vegetarier. Die niedrigere Anzahl verzehrter Pflanzenarten der Veganer liegt oberhalb der Mediane der durch Vegetarier und Omnivore verzehrten Artenanzahlen (Abb. 6). Nimmt man die 12 Vegetarier und die 2 Veganer zu einer Gruppe von 14 Personen (37,8 %) zusammen, verstärkt sich der Unterschied hinsichtlich der Anzahl verzehrter Pflanzenarten zu den 23 Omnivoren (Abb. 7). Die vegetarische/vegane Ernährungsweise weist eine sehr signifikant größere Anzahl verzehrter Pflanzenarten auf als die omnivore Ernährungsweise. Das Maximum der durch Vegetarier/Veganer (Abb. 7) verzehrten Artenanzahlen erhöht sich im Vergleich zum Maximum der durch Vegetarier verzehrten Artenanzahlen von 144 auf 172 Arten. Der Median erhöht sich geringfügig von 111 auf 114 Arten, die mittleren 50 % bleiben beinahe unverändert. Durch das Hinzuziehen der zwei Veganer zur vegetarischen Ernährungsweise erhöhen sich insbesondere die oberen 25 % der verzehrten Artenanzahlen um etwa das Doppelte, dadurch wird der Unterschied zur artenärmeren omnivoren Ernährungsweise noch deutlicher (Abb. 7).

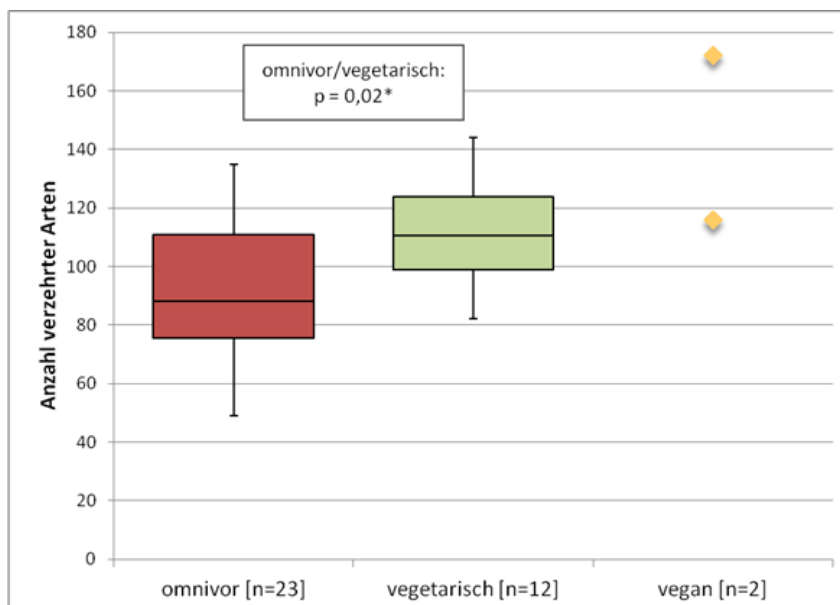


Abb. 6: Box-Whisker Plots der omnivoren Probanden [$n = 23$] und der vegetarischen Probanden [$n = 12$] sowie Punktdarstellung der veganen Probanden [$n = 2$] in Bezug auf die Anzahl der verzehrten Pflanzenarten. Unabhängiger t-Test: omnivor/vegetarisch: $p = 0,02^*$ (signifikanter Unterschied). Stichprobe der Veganer [$n = 2$] ist zu klein für vergleichende Auswertungen mit den anderen Gruppen.

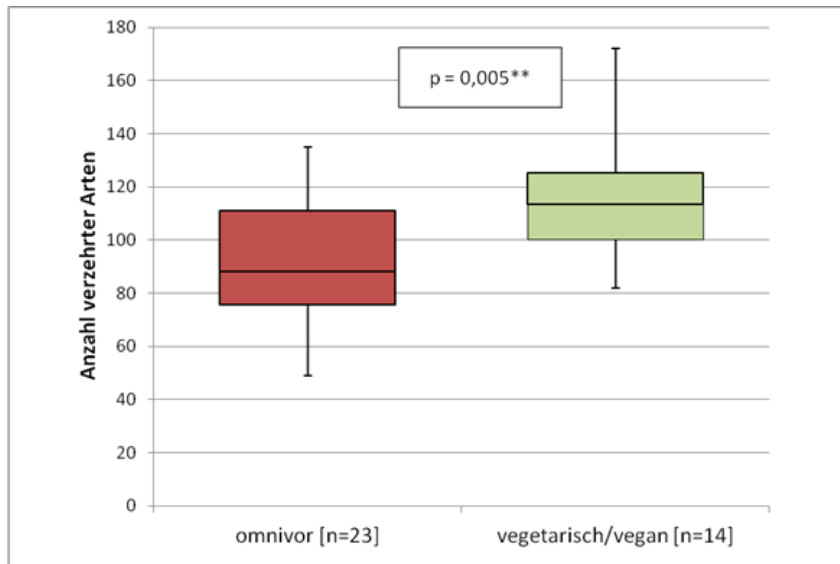


Abb.7: Box-Whisker Plots der omnivoren Probanden [n = 23] und der vegetarischen /veganen Probanden [n = 14] in Bezug auf die Anzahl der verzehrten Pflanzenarten. Unabhängiger t-Test: $p = 0,005^{**}$ (sehr signifikanter Unterschied).

Unterschiede zwischen den omnivoren und den vegetarischen/veganen Probanden kann man in Hinblick auf den prozentualen Anteil des Verzehrs bestimmter Pflanzenarten erkennen. Die Differenzen zwischen den beiden Ernährungsgruppen sind nicht unwesentlich. So sind es 54 Arten, welche zu $\geq 20\%$ (bis max. 43 %) mehr von den Vegetariern/Veganern verzehrt wurden im Vergleich zu den Omnivoren. Umgekehrt hingegen sind es gerade einmal vier Arten, welche zu $\geq 20\%$ (bis max. 30 %) mehr von den Omnivoren verzehrt wurden (Anhang, Tab. III). Die drei Arten Zucchini (*Cucurbita pepo*), Zuckermelone (*Cucumis melo*) und Mexikanisches Chia (*Salvia hispanica*) wurden zu $\geq 40\%$ mehr von Vegetariern/Veganern verzehrt. Weiterhin wurden Süßholz (*Glycyrrhiza glabra*), Pastinake (*Pastinaca sativa*), Süßkartoffel (*Ipomoea batatas*), Kurkuma (*Curcuma longa*), Bärlauch (*Allium ursinum*), Kichererbse (*Cicer arietinum*), Brennnessel (*Urtica dioica*), Aubergine (*Solanum melongena*), Lavendel (*Lavandula angustifolia*), Guarana (*Paullinia cupana*), Birne (*Pyrus communis*), Ingwer (*Zingiber officinale*) und Agave (*Agave americana*) zu $\geq 30\%$ mehr von Vegetariern/Veganern verzehrt. 38 weitere Pflanzenarten wurden zu $\geq 20\%$ mehr von Vegetariern/Veganern verzehrt. Im Vergleich dazu sind es nur drei Arten, Rhabarber (*Rheum x hybridum*), Acker-Bohne (*Vicia faba*) und Chili (*Capsicum spec.*), welche zu $\geq 20\%$ mehr von Omnivoren verzehrt wurden und nur eine einzige Art, Saat-Gerste (*Hordeum vulgare*), welche zu 30 % mehr von den Omnivoren verzehrt wurde (Anhang, Tab. III).

Von den 17 Frauen ernährten sich 6 Probandinnen omnivor (ca. 35 %) und 11 Probandinnen vegetarisch bzw. vegan (ca. 65 %). Unter den 20 Männern ernährten sich 17 Probanden omnivor (85 %) und 3 Probanden vegetarisch/vegan (15 %) (Abb. 8). Zwischen der vegetarischen/veganen und omnivoren Ernährungsweise der Frauen besteht kein signifikanter Unterschied in Bezug auf die Anzahl verzehrter Pflanzenarten. Die vegetarischen/veganen Frauen haben sich im Trend jedoch artenreicher ernährt als die omnivoren Frauen (Abb. 8). Das Minimum der durch omnivore Frauen verzehrten Artenanzahlen liegt bei 73 und das Maximum bei 115 Arten. Vergleichend dazu liegt das Minimum der durch vegetarische/vegane Frauen verzehr-

ten Artenanzahlen bei 82 und das Maximum bei 172 Arten. Ein Unterschied zwischen den omnivoren und vegetarischen Männern hinsichtlich der Anzahl verzehrter Pflanzenarten kann aufgrund der geringen Stichprobe statistisch nicht geprüft werden, jedoch befinden sich alle drei Anzahlen verzehrter Arten der vegetarischen Männer oberhalb des Medians der durch omnivore Männer verzehrten Artenanzahlen (Abb. 8). Das Minimum der durch omnivore Männer verzehrten Artenanzahlen liegt bei 49, das Maximum bei 135 Arten. Die Anzahlen der durch die vegetarischen/veganen Männer verzehrten Pflanzenarten liegen bei 91, 111 und 126 Arten. Omnivore Frauen ernährten sich nicht signifikant artenreicher als omnivore Männer. Vegetarische Frauen ernährten sich in Bezug auf die Anzahl verzehrter Pflanzenarten sehr signifikant artenreicher als omnivore Männer. Der Median der durch vegetarische Frauen verzehrten Artenanzahlen (116 Arten) liegt über den mittleren 50 % der durch omnivore Männer verzehrten Artenanzahlen (74 bis 112 Arten).

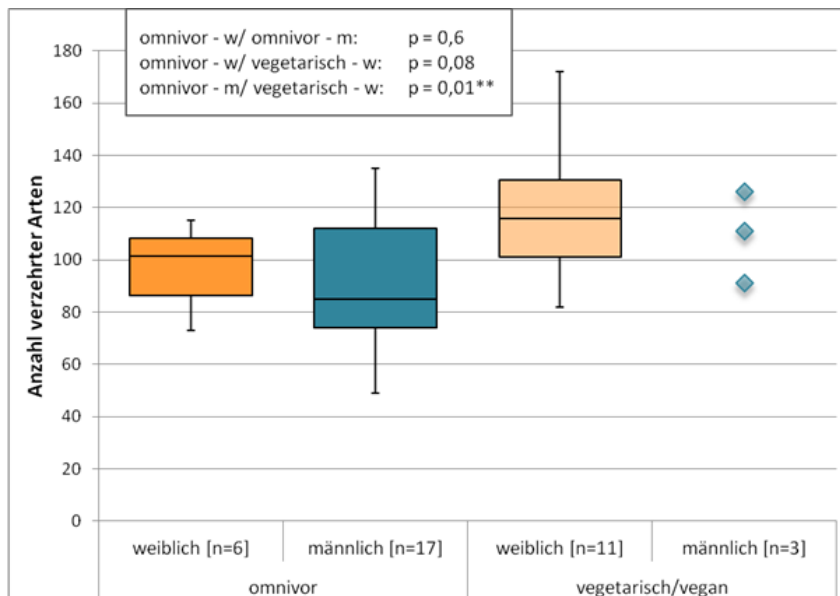


Abb. 8: Box-Whisker Plots der omnivoren Probanden, unterteilt in weiblich [n = 6] und männlich [n = 17] und der vegetarischen/veganen Probanden, unterteilt in weiblich [n = 11] und männlich [n = 3] (Punktdarstellung) in Bezug auf die Anzahl der verzehrten Pflanzenarten. Die Stichprobe der vegetarischen/veganen Männer ist zu klein für vergleichende Auswertungen mit den anderen Gruppen sowie für einen Box-Whisker Plot. Unabhängige t-Tests: omnivor-weiblich/omnivor-männlich: $p = 0,6$ (kein signifikanter Unterschied); omnivor-weiblich/vegetarisch-weiblich: $p = 0,08$ (kein signifikanter Unterschied); omnivor-männlich/vegetarisch-weiblich: $p = 0,01^{**}$ (signifikanter Unterschied).

3.5 Relative Ähnlichkeiten zwischen den Probanden in Bezug auf die verzehrten Pflanzenarten

Keiner der Probanden ernährte sich identisch wie ein anderer Proband, jedoch ähneln sich einzelne Probanden untereinander teilweise in hohem Maße. Betrachtet man die Ähnlichkeit in Bezug auf verzehrte Pflanzenarten einzelner Probanden zueinander, gibt es keine eindeutige erkennbare Abhängigkeit von Geschlecht oder Ernährungsweise. Die Anordnung der Probanden

nach ihren (Un-)Ähnlichkeiten in Bezug auf verzehrte Pflanzenarten zeigt, dass sich die Probanden aller drei Ernährungsweisen – omnivor [$n = 23$], vegetarisch [$n = 12$] und vegan [$n = 2$] – zu großen Teilen überschneiden (Abb. 9). Der Streubereich der Vegetarier ist deutlich geringer und nicht so weit auseinander wie der Streubereich der Omnivoren. Die meisten omnivoren Probanden liegen innerhalb des Streubereichs der Vegetarier. Einige der omnivoren Probanden sondern sich in positiver Richtung auf der x-Achse von diesem Bereich ab. Das bedeutet es gibt einen Bereich, zwischen etwa + 0,15 und + 0,4 der x-Achse (NMDS 1), in welchem nur Omnivore vorkommen. Generell streuen die omnivoren Probanden in beiden Dimensionen weiter auseinander als die vegetarischen Probanden. Die zwei Probanden der veganen Ernährungsweise liegen weit entfernt voneinander. Der eine vegane Proband befindet sich abgegrenzt von sowohl den Vegetariern als auch den Omnivoren bei etwa – 0,35 auf der x-Achse. Der zweite vegane Proband befindet sich relativ mittig im Bereich der Überschneidung der Omnivoren und Vegetarier. Betrachtet man die y-Achse (NMDS 2), so erkennt man keinen Trend eines Unterschieds zwischen den Ernährungsweisen. Betrachtet man insbesondere die Distanzen zwischen zwei einzelnen Probanden, so sieht man, dass sich teilweise omnivor Ernährende untereinander sehr ähnlich sind, aber auch, dass Omnivore zu Vegetariern große Ähnlichkeiten in Bezug auf die verzehrten Pflanzenarten aufweisen können. Ebenso befindet sich der mittig liegende vegane Proband sowohl nahe an einem omnivoren sowie vegetarischen Proband. Das bedeutet im Kollektiv unterscheiden sich die Ernährungsweisen hinsichtlich der verzehrten Pflanzenarten untereinander, jedoch können einzelne Probanden auch sehr ähnlich mit Probanden einer anderen Ernährungsweise sein.

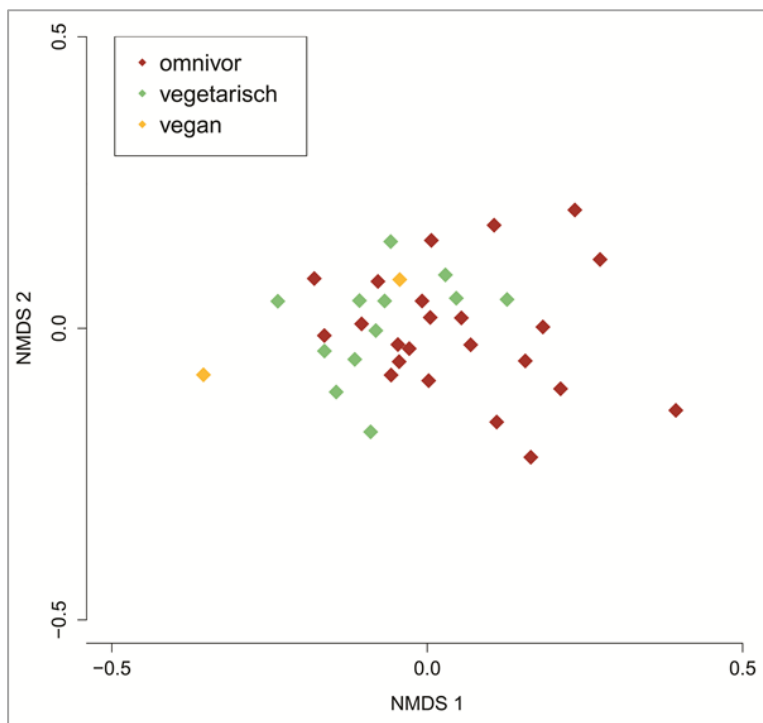


Abb. 9: NMDS (nicht-metrische multidimensionale Skalierung) Plot der 37 Probanden in Bezug auf die jeweils verzehrten Pflanzenarten. Darstellung der unterschiedlichen Ernährungsweisen: omnivor = rot [$n = 23$], vegetarisch = grün [$n = 12$], vegan = gelb [$n = 2$]. Distanz: Jaccard, Dimensionen: 2, stress = 0,1984.

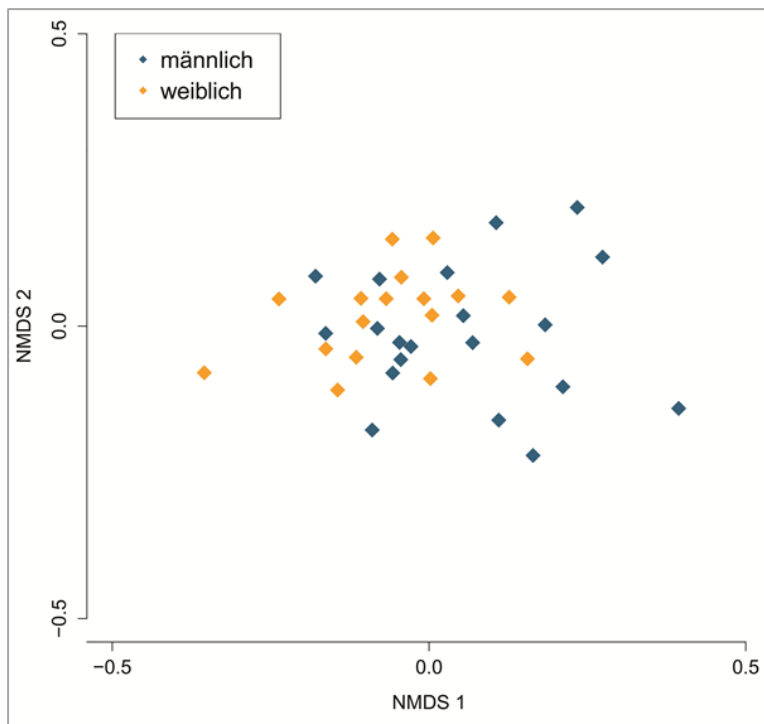


Abb. 10: NMDS (nicht-metrische multidimensionale Skalierung) Plot der 37 Probanden in Bezug auf die jeweils verzehrten Pflanzenarten. Darstellung der beiden Geschlechter: männlich = blau [n = 20], weiblich = orange [n = 17]. Distanz: Jaccard, Dimensionen: 2, stress = 0,1984.

Desweiteren zeigt die Anordnung der Probanden nach ihren (Un-)Ähnlichkeiten in Bezug auf verzehrte Pflanzenarten, dass sich die Werte der 17 Frauen und 20 Männer zu großen Teilen überschneiden (Abb. 10). Die Werte der Frauen liegen generell dichter beieinander, diejenigen der Männer hingegen streuen etwas weiter auseinander. Die Distanzen zwischen zwei Probanden zueinander sind nicht auffällig geringer innerhalb des gleichen Geschlechts als zwischen Männern und Frauen. Betrachtet man beide NMDS Plots (Abb. 9 und Abb. 10) zusammenführend, sieht man, dass es vor allem die Werte der omnivoren Männer sind, welche sich auf der x-Achse in positiver Richtung von denjenigen der restlichen Probanden entfernen.

3.6 Differenzierung in Bezug auf die verzehrten Pflanzenarten nach dem Alter der Probanden

Das Alter der Probanden betrug zum Zeitpunkt der Studie durchschnittlich 24,3 Jahre und der Median 22 Jahre. Das Minimum lag bei 19 und das Maximum bei 56 Jahren. Zu 95 % waren die Probanden zwischen 19 und 29 Jahre alt. Es gab keinen Zusammenhang sowohl zwischen dem Alter der Probanden und der Anzahl der verzehrten Pflanzenarten insgesamt als auch bei Unterteilung nach Geschlechtern (Abb. 11) und nach Ernährungsweise (Abb. 12).

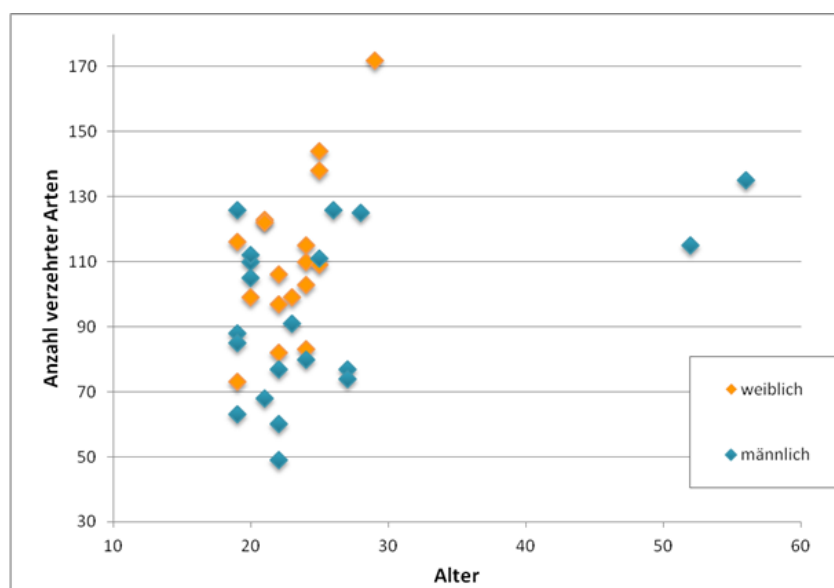


Abb. 11: Anzahl der verzehrten Pflanzenarten in Abhängigkeit des Alters der 37 Probanden, differenziert zwischen den Geschlechtern: männlich = blau [n = 20], weiblich = orange [n = 17].

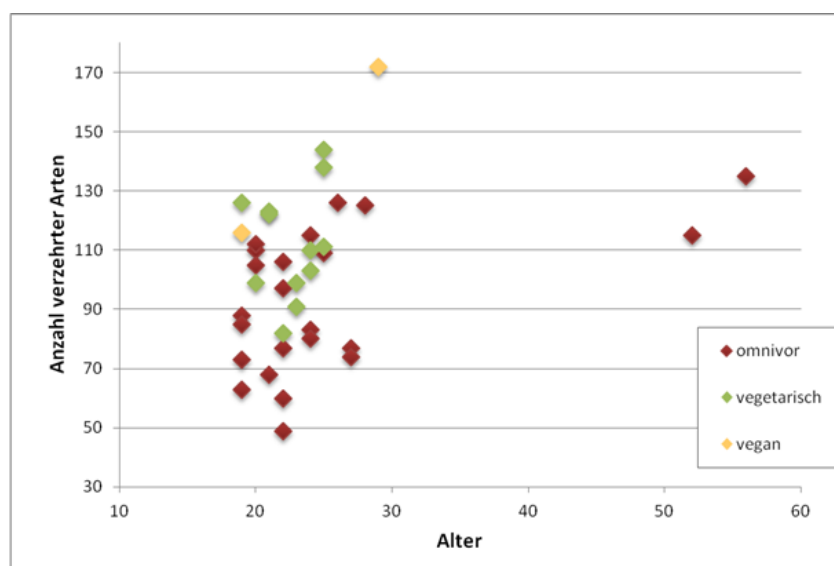


Abb. 12: Anzahl der verzehrten Pflanzenarten in Abhängigkeit des Alters der 37 Probanden, differenziert zwischen den unterschiedlichen Ernährungsweisen: omnivor = rot [n = 23], vegetarisch = grün [n = 12], vegan = gelb [n = 2].

3.7 Pflanzenarten nach energieliefernden Hauptgruppen Fette, Kohlenhydrate und Eiweiße

Zwölf der insgesamt 280 gelisteten verzehrten Pflanzenarten wurden als überwiegend eiweißliefernde Pflanzenarten eingestuft (Tab. 3). Zu diesen gehören hauptsächlich die Hülsenfrüchte wie Bohnen, Erbsen und Linsen. Aber auch die Samen der Quinoa-Pflanze (*Chenopodium quinoa*) liefern sowohl große Mengen an Eiweiß, als auch an Kohlenhydraten. Vegetarier/Veganer weisen höhere Anteile an verzehrten eiweißliefernden Pflanzenarten auf als Omnivore. Die Sojabohne

(*Glycine max*) wurde von allen Vegetariern/Veganern verzehrt und von den Omnivoren nur zu 96 %. Die Kichererbse (*Cicer arietinum*) und Quinoa weisen eine deutlich höhere Nennung unter den Vegetariern/Veganern mit 36 (bzw. 79 %) auf als unter den Omnivoren mit nur 9 (bzw. 43 %). Die Erbse (*Pisum sativum*) und die Acker-Bohne (*Vicia faba*) hingegen wurden zu größeren Anteilen von den Omnivoren konsumiert mit 83 % bzw. 57 % als durch die Vegetarier/Veganer mit 71 % bzw. 36 %.

26 Pflanzenarten wurden als überwiegend Fette liefernd eingestuft. Dieses sind vor allem die Nüsse sowie nussähnliche Pflanzenarten und Samen. Zu den in der Studie verzehrten Nüssen gehören Erdnuss (*Arachis hypogaea*), Haselnuss (*Corylus spec.*), Echte Walnuss (*Juglans regia*) und Macadamianuss (*Macadamia ternifolia*). Auch die verzehrten, nussähnlichen Früchte des Mandelbaums (*Amygdalus communis*), des Kaschubaums (*Anacardium occidentale*), der Paranuss (*Bertholletia excelsa*), der Kokospalme (*Cocos nucifera*), des Muskatnussbaums (*Myristica fragrans*) und des Sheanussbaums (*Vitellaria paradoxa*) beinhalten einen hohen Fettanteil. Einige verzehrte Pflanzenarten wie Sonnenblume (*Helianthus annuus*), Lein (*Linum usitatissimum*), Pinie (*Pinus pinea*), Sesam (*Sesamum indicum*) und weitere Arten besitzen ölhaltige Samen, welche zur Ölgewinnung verwendet werden. Auch bekannt für ihren Nutzen zur Ölgewinnung sind der Olivenbaum (*Olea europaea*) sowie die Ölpalme (*Elaeis guineensis*), deren Öle in der Studie verzehrt wurden. Desweiteren ist die in der Studie verzehrte Avocado (*Persea americana*) eine der wenigen Früchte mit einem vergleichsweise hohen Fettanteil. Die Pflanzenarten Mandel (*Amygdalus communis*), Raps (*Brassica napus*), Sonnenblume (*Helianthus annuus*) sowie Kakao (*Theobroma cacao*) wurden jeweils von allen Vegetariern/ Veganern verzehrt, unter den Omnivoren jedoch nur zu 78 bis 96 %. Der jeweilige Verzehr der fettliefernden Pflanzenarten ist, bis auf wenige Ausnahmen, fast immer bei den Vegetariern/Veganern prozentual höher anteilig als bei den Omnivoren.

In der Summe wurden 63 Pflanzenarten als kohlenhydratliefernde Arten eingestuft (Tab. 3). Darunter sind 9 Pflanzenarten der Gruppe der Getreide, 13 Gemüsearten und 31 Obstarten. Die restlichen Arten sind keiner der genannten Gruppen direkt zugehörig. Die Pflanzenarten Apfel (*Malus domestica*), Reis (*Oryza sativa*), Kartoffel (*Solanum tuberosum*) und Mais (*Zea mays*) wurden sowohl von allen Vegetariern/Veganern, als auch von allen Omnivoren verzehrt. Die Pflanzenarten Zuckerrübe/Rote Bete/Mangold (*Beta vulgaris*), Orange (*Citrus sinensis*), Riesen Kürbis (*Cucurbita maxima*), Roggen (*Secale cereale*) und Hart-Weizen (*Triticum turgidum*) wurden von allen Vegetariern/Veganern konsumiert, nicht aber von allen Omnivoren. Die Karotte (*Daucus carota*) ist hierbei die einzige Pflanzenart, welche von allen Omnivoren, nicht aber von allen Vegetariern/Veganern verzehrt wurde. Weiterhin wurden die Arten Zuckerahorn (*Acer saccharum*), Saat-Gerste (*Hordeum vulgare*), Banane (*Musa x paradisiaca*), Pfirsich (*Persica vulgaris*), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) und Weinrebe (*Vitis vinifera*) zu größeren Anteilen von den Omnivoren als von den Vegetariern/Veganern verzehrt. Alle übrigen Pflanzenarten wurden zu größeren prozentualen Anteilen von den Vegetariern/Veganern konsumiert.

4 Diskussion

Die vorliegende Studie ist ein Fallbeispiel über die Biodiversität der Pflanzenarten in unserer Ernährung. Der Erfassungszeitraum von vier Wochen lässt ebenso wie die Probandengruppe von überwiegend zwanzig bis dreißig Jährigen Biologiestudierenden keine Verallgemeinerungen zu. Da es aber nach unserer Kenntnis keine publizierten Daten von vergleichbaren Fallbeispielen zu der Thematik gibt, bei der die Versuchsgruppe den Ansatz hatte, die verzehrten Pflanzenarten vollständig und je Proband individuell zu listen, werden die Ergebnisse unserer Untersuchung in dem vorliegenden Beitrag dennoch dokumentiert, um sie zugänglich zu machen und entsprechende Untersuchungen anzuregen. Eine Orientierung über die zu erwartende Größenordnung der Anzahl Pflanzenarten, die ein sich vielfältig ernährender Mitteleuropäer in seinem Leben verzehrt, mag die nicht publizierte entsprechende Zusammenstellung des Geobotanikers und Floristen DR. PETER GUTTE (GUTTE, schriftl. Mitt., 2018) bieten, der seine eigene Person betreffend 293 Arten listet.

Die Anzahl der von 37 Probanden in vier Wochen verzehrten 280 Pflanzenarten aus 95 Pflanzenfamilien macht deutlich, welche Vielfalt an pflanzlichen Lebensmitteln uns, nicht zuletzt durch die weltweiten Handelsnetze, ganzjährig zugänglich ist und auch Eingang in unsere aktuelle Nahrung findet. Berücksichtigt man hierbei noch die innerartliche Vielfalt, z. B. der zahlreichen Kohltypen innerhalb der Art *Brassica oleracea* bzw. die Genotypenvielfalt der domestizierten und über Jahrtausende kultivierten Pflanzenarten, so wird deutlich, welche Qualität pflanzliche Nahrungsmittel sowohl als Naturgut, als auch als Kulturgut für den Menschen darstellen. Durch die Optimierung der Produktion von pflanzlichen Lebensmitteln nach den Kriterien Ertrag, Transport- und Lagerfähigkeit und die damit einhergehende Konzentration auf wenige Hochleistungsarten und -sorten, die großflächig angebaut werden, ist jedoch ein zunehmender Verlust der Biodiversität der Nahrungspflanzen festzustellen. Nach Schätzungen haben Kulturpflanzen durch die sogenannte Generosion weltweit bereits 75 % ihrer genetischen Vielfalt verloren (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2008). Neben den wenigen Kulturpflanzenarten, welche der Welternährung dienen, wird der Großteil von über 99 % der Kulturpflanzen nicht ausreichend genutzt (PROJEKTGRUPPE „AGROBIODIVERSITÄT ENTWICKELN“, 2004). Besonders in Industrieländern wie Deutschland werden kaum noch traditionelle Sorten kultiviert, hier wird sogar von einem Verlust von über 90 % der genetischen Vielfalt ausgegangen (PROJEKTGRUPPE „AGROBIODIVERSITÄT ENTWICKELN“, 2004). Werden dauerhaft nur wenige unterschiedliche Pflanzenarten und deren Sorten zur Herstellung von Nahrungsmitteln von Verbrauchern nachgefragt, so können viele Kulturpflanzenarten und deren Sorten langfristig nicht überleben (BMEL, 2010). Dies unterstreicht die Bedeutung von Genbanken für Kulturpflanzen und die Erforschung und Nutzbarmachung von deren genetischem Potenzial, wie dies in Deutschland führend und zentral durch das *Leibniz-Institut für Pflanzengenetik und Kulturpflanzenforschung* (IPK) in Gatersleben erfolgt (URL 6).

Tab. 3: Einteilung der energieliefernden Pflanzenarten in überwiegend Eiweiß-, Fett- und Kohlenhydrate liefernde Arten mit Angaben der Anzahl der Nennungen (von 37 möglichen) sowie jeweils der prozentuale Anteil unter den Omnivoren und unter den Vegetariern/Veganern.

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Familie	Nennungen	omnivor [%]	vegetar./vegan [%]
Eiweißliefernde Pflanzenarten					
<i>Chenopodium quinoa</i>	Quinoa	Chenopodiaceae	7	9	36
<i>Cicer arietinum</i>	Kichererbse	Fabaceae	21	43	79
<i>Cyamopsis tetragonoloba</i>	Guarbohne	Fabaceae	10	26	29
<i>Glycine max</i>	Sojabohne	Fabaceae	36	96	100
<i>Lens culinaris</i>	Linse	Fabaceae	3	9	7
<i>Phaseolus coccineus</i>	Feuerbohne	Fabaceae	1	4	0
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Gartenbohne	Fabaceae	27	74	71
<i>Pisum sativum</i>	Erbse	Fabaceae	29	83	71
<i>Symphytum officinale</i>	Beinwell	Boraginaceae	3	9	7
<i>Vicia faba</i>	Acker-Bohne	Fabaceae	18	57	36
<i>Vigna angularis</i>	Adzuki-Bohne	Fabaceae	1	4	0
<i>Vigna radiata</i>	Mungbohne	Fabaceae	6	13	21
Σ = 12			Median:	19,6	32,1
Fetttliefernde Pflanzenarten					
<i>Amygdalus communis</i>	Mandelbaum	Rosaceae	32	78	100
<i>Anacardium occidentale</i>	Kaschubaum	Anacardiaceae	22	57	64
<i>Arachis hypogaea</i>	Erdnuss	Fabaceae	31	78	93
<i>Bertholletia excelsa</i>	Paranuss	Lecythidaceae	4	9	14
<i>Brassica napus</i>	Raps/Steckrübe	Brassicaceae	35	91	100
<i>Brassica rapa</i>	Rübsen	Brassicaceae	8	22	21
<i>Cocos nucifera</i>	Kokospalme	Arecaceae	24	57	79
<i>Corylus spec.</i>	Hasel	Corylaceae	33	87	93
<i>Elaeis guineensis</i>	Ölpalme	Arecaceae	31	83	86
<i>Helianthus annuus</i>	Sonnenblume	Asteraceae	36	96	100
<i>Juglans regia</i>	Echte Walnuss	Juglandaceae	26	65	79
<i>Linum usitatissimum</i>	Lein	Linaceae	23	61	64
<i>Macadamia ternifolia</i>	Macadamianuss	Proteaceae	10	26	29
<i>Myristica fragrans</i>	Muskatnussbaum	Myristicaceae	26	65	79
<i>Olea europaea</i>	Olivenbaum	Oleaceae	29	74	86
<i>Papaver rhoeas</i>	Klatschmohn	Papaveraceae	1	0	7
<i>Papaver somniferum</i>	Schlafmohn	Papaveraceae	15	43	36
<i>Persea americana</i>	Avocado	Lauraceae	21	52	64
<i>Pinus pinea</i>	Pinie	Pinaceae	6	13	21
<i>Pistacia vera</i>	Echte Pistazie	Anacardiaceae	9	22	29
<i>Salvia hispanica</i>	Mexikanische Chia	Lamiaceae	12	17	57
<i>Sesamum indicum</i>	Sesam	Pedaliaceae	32	83	93
<i>Shorea robusta</i>	Salbaum	Dipterocarpaceae	1	4	0
<i>Shorea stenoptera</i>	Illipe	Dipterocarpaceae	1	4	0
<i>Theobroma cacao</i>	Kakaobaum	Sterculiaceae	36	96	100
<i>Vitellaria paradoxa</i>	Sheanussbaum	Sapotaceae	4	4	21
Σ = 26			Median:	56,5	64,3

(Fortsetzung Tab. 3)

Kohlenhydratliefernde Pflanzenarten

<i>Acacia senegal</i>	Gummiarabikum-Baum	Fabaceae	9	17	36
<i>Acacia seyal</i>	Seyal-Akazie	Fabaceae	1	0	7
<i>Acer saccharum</i>	Zuckerahorn	Aceraceae	5	17	7
<i>Actinidia arguta</i>	Jap. Stachelbeere	Actinidiaceae	1	0	7
<i>Actinidia chinensis</i>	Gelbe Kiwi	Actinidiaceae	1	0	7
<i>Actinidia deliciosa</i>	Kiwi	Actinidiaceae	28	74	79
<i>Agave americana</i>	Agave	Agavaceae	9	13	43
<i>Ananas comosus</i>	Ananas	Bromeliaceae	31	78	93
<i>Armeniaca vulgaris</i>	Aprikose	Rosaceae	11	26	36
<i>Armoracia rusticana</i>	Meerrettich	Brassicaceae	13	26	50
<i>Avena sativa</i>	Hafer	Poaceae	33	87	93
<i>Avena sterilis</i>	Wild-Hafer	Poaceae	1	0	7
<i>Beta vulgaris</i>	Zuckerrübe/Rote Bete/ Mangold	Chenopodiaceae	35	91	100
<i>Carica papaya</i>	Papaya	Caricaceae	18	43	57
<i>Castanea sativa</i>	Esskastanie	Fagaceae	9	22	29
<i>Cerasus avium</i>	Süßkirsche	Rosaceae	6	22	7
<i>Cerasus vulgaris</i>	Sauerkirsche	Rosaceae	16	35	57
<i>Ceratonia siliqua</i>	Johannisbrotbaum	Fabaceae	22	57	64
<i>Citrus deliciosa</i>	Mandarine	Rutaceae	19	48	57
<i>Citrus paradisi</i>	Pampelmuse	Rutaceae	11	22	43
<i>Citrus sinensis</i>	Orange	Rutaceae	34	87	100
<i>Cucumis melo</i>	Zuckermelone	Cucurbitaceae	14	22	64
<i>Cucurbita maxima</i>	Riesenkürbis	Cucurbitaceae	31	74	100
<i>Cucurbita moschata</i>	Moschuskürbis	Cucurbitaceae	1	0	7
<i>Cydonia oblonga</i>	Quitte	Rosaceae	8	17	29
<i>Cynara cardunculus</i>	Artischocke	Asteraceae	11	26	36
<i>Daucus carota</i>	Karotte	Apiaceae	36	100	93
<i>Diospyros kaki</i>	Kakipflaume	Ebenaceae	6	13	21
<i>Enterpe oleracea</i>	Kohlpalme	Arecaceae	2	4	7
<i>Entrema wasabi</i>	Japanischer Meerrettich	Brassicaceae	5	9	21
<i>Fagopyrum esculentum</i>	Buchweizen	Polygonaceae	10	22	36
<i>Ficus carica</i>	Feigenbaum	Moraceae	15	39	43
<i>Glycyrrhiza glabra</i>	Süßholz	Fabaceae	20	39	79
<i>Hordeum vulgare</i>	Saat-Gerste	Poaceae	28	87	57
<i>Ipomoea batatas</i>	Süßkartoffel	Convolvulaceae	18	35	71
<i>Lepidium meyenii</i>	Maca-Pflanze	Brassicaceae	1	0	7
<i>Malus domestica</i>	Apfel	Rosaceae	37	100	100
<i>Malus sylvestris</i>	Wildapfel	Rosaceae	33	87	93
<i>Mangifera indica</i>	Mangobaum	Anacardiaceae	25	57	86
<i>Manihot esculenta</i>	Maniok	Euphorbiaceae	4	4	21
<i>Medicago sativa</i>	Luzerne	Fabaceae	1	0	7
<i>Musa x paradisiaca</i>	Banane	Musaceae	34	96	86
<i>Oryza sativa</i>	Reis	Poaceae	37	100	100
<i>Panicum miliaceum</i>	Rispenhirse	Poaceae	9	17	36

(Fortsetzung Tab. 3)

<i>Passiflora edulis</i>	Maracuja	Passifloraceae	21	48	71
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinake	Apiaceae	10	13	50
<i>Persica vulgaris</i>	Pfirsich	Rosaceae	22	65	50
<i>Phoenix dactylifera</i>	Dattelpalme	Arecaceae	8	17	29
<i>Physalis peruviana</i>	Kapstachelbeere	Solanaceae	1	0	7
<i>Prunus domestica</i>	Pflaumenbaum/ Zwetschge	Rosaceae	22	57	64
<i>Punica granatum</i>	Granatapfelbaum	Punicaceae	12	30	36
<i>Pyrus communis</i>	Birnbaum	Rosaceae	27	61	93
<i>Pyrus pyrifolia</i>	Nashi-Birne	Rosaceae	2	4	7
<i>Ribes nigrum</i>	Schw. Johan- nisbeere	Grossulariaceae	17	39	57
<i>Saccharum officinarum</i>	Zuckerrohr	Poaceae	33	87	93
<i>Secale cereale</i>	Roggen	Poaceae	36	96	100
<i>Solanum tuberosum</i>	Kartoffel	Solanaceae	37	100	100
<i>Sorbus aucuparia</i>	Vogelbeere	Rosaceae	2	9	0
<i>Trigonella foenum-graecum</i>	Bockshornklee	Fabaceae	15	35	50
<i>Triticum aestivum</i>	Weich-Weizen/ Dinkel	Poaceae	30	74	93
<i>Triticum turgidum</i>	Hart-Weizen	Poaceae	32	78	100
<i>Vitis vinifera</i>	Weinrebe	Vitaceae	33	91	86
<i>Zea mays</i>	Mais	Poaceae	37	100	100
Σ = 63			Median:	34,8	50,0

Bei der Dokumentation der verzehrten Pflanzenarten wurde deutlich, dass die zeitliche Stichprobe von vier Wochen vermutlich ausreichend ist, um einen Großteil der ganzjährig verzehrten Arten zu dokumentieren. Die Probanden notierten gegen Ende der Vierwochenfrist nur noch wenige neu in ihrer Nahrung festgestellte Arten. Die große Spanne der von einzelnen Probanden genannten Anzahlen von im Minimum 49 (männlicher Omnivore) bis maximal 172 (Veganerin) Pflanzenarten macht deutlich, dass es bei der Ernährung große individuelle Unterschiede gibt. Die Zahl von nur neun Arten, die alle Probanden genannt haben, und der 64 Arten, die jeweils nur ein Mal gelistet wurden und unter denen sich zahlreiche Gewürze und Teezutaten befanden, belegt, dass es neben einem kleineren Pool von Standard-Nahrungspflanzen eine große Anzahl an potenziellen Nahrungspflanzen gibt, die nur selektiv und individuell verwandt werden. Gerade eine gewisse Vielfalt an Gewürzen pflanzlichen Ursprungs hat regional traditionell Bedeutung (z. B. GRÖLL & POPPENDIECK, 2000). Einige Probanden erschlossen sich auch wildwachsende Pflanzenarten für ihre Nahrung. So beinhaltet die Liste der verzehrten Arten auch einige nicht kultivierte Pflanzenarten wie beispielsweise Löwenzahn (*Taraxacum officinale* agg.), Europäischer Queller (*Salicornia europaea*) oder Echter Waldmeister (*Galium odoratum*), die in Deutschland als heimische Sippen eingestuft werden (WISSKIRCHEN & HAEUPLER, 1998). Die am häufigsten verzehrten Arten der Studie sind unter anderem Pflanzenarten, welche auch quantitativ zu den wichtigsten Nahrungspflanzen gerechnet werden wie Reis (*Oryza sativa*), Mais (*mays*), Kartoffel (*Solanum tuberosum*) und für die Gruppe der Gemüse die Tomate (*Lycopersicon esculentum*) (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2015; LANGER & HILL, 1991).

Als ein Fazit kann in Bezug auf die Gruppe der Probanden der Studie gesagt werden, dass sich Männer artenärmer als Frauen und Vegetarier/Veganer artenreicher als Allesesser (Omnivore) ernähren. Wenn man jedoch Vegetarier/Veganer und Omnivore nach Geschlechtern trennt, sind die Unterschiede zwischen den Geschlechtern sowie zwischen den Ernährungsweisen nicht mehr signifikant, sondern folgen nur noch einem Trend. Laut dem *Robert-Koch-Institut* ernähren sich Frauen in Bezug auf die Lebensmittelauswahl durchschnittlich gesundheitsbewusster als Männer (MENSINK, 2002), wobei besonders der Anteil an verzehrtem Obst und Gemüse unter Frauen im Verhältnis zur Gesamtlebensmittelaufnahme deutlich größer ist als unter Männern. Im Falle der hier beschriebenen Studie wurde der Verzehr der jeweiligen Pflanzenarten zwar nicht quantifiziert, es zeigte sich jedoch, dass Frauen zumindest eine artenreichere pflanzliche Ernährung aufweisen.

Laut dem *Robert-Koch-Institut* beträgt der Anteil der Vegetarier in Deutschland unter Frauen etwa 8 % und unter Männern nur 3 %. Bei Frauen im Alter von 18 bis 24 Jahren liegt der Anteil bei bis zu 16 % (MENSINK, 2002). Im Falle der hier vorgelegten Studie sind die Anteile der Vegetarier deutlich höher. Innerhalb der Frauen ernährten sich mit 65 % mehr als die Hälfte vegetarisch. Bei den Männern ist der Anteil mit 15 % zwar deutlich geringer im Vergleich zu den Frauen, dennoch aber höher als der Durchschnittswert in Deutschland nach MENSINK (2002). Als Resultat der Studie kann man sagen, dass sich im Mittel vegetarische Frauen am vielfältigsten und omnivore Männer am artenärmsten ernährten. Die größere Vielfaltigkeit in der vegetarischen Ernährungsweise zeigt sich auch in der deutlich höheren Summe an Pflanzenarten, welche häufiger von Vegetariern verzehrt wurden (53 Arten zu ≥ 20 %). Im Gegensatz dazu waren dies bei den Omnivoren nur vier Pflanzenarten. Eine vegetarische und gleichzeitig nährstoffreiche Ernährungsweise schließt sich gegenseitig nicht aus. Wichtige pflanzliche Proteinquellen können sein: Bohnen, Erbsen, Nüsse, Getreide und Gemüse (COVINGTON, 1999). Generell ist der Verzehr von Getreide, Hülsenfrüchten, Obst, Gemüse und Nüssen bei Vegetariern höher ist als bei Omnivoren (RAJARAM & SABATÉ, 2000). In der hier vorgelegten Studie wurde die quantitativ verzehrte Menge der eiweißliefernden Pflanzenarten zwar nicht untersucht, aus den Ergebnissen (Tab. 3) geht jedoch hervor, dass die prozentualen Anteile des Verzehrs eiweißliefernder Pflanzenarten bei den Vegetariern etwas höher liegen im Vergleich zu den Omnivoren. Gleiches gilt auch für die prozentualen Anteile des Verzehrs von fett- und kohlenhydratliefernden Pflanzenarten. Einzelne Probanden unterscheiden sich untereinander teilweise in hohem Maße und umgekehrt können sich aber auch Probanden unterschiedlichen Geschlechts und/oder Ernährungsweise in Bezug auf die von ihnen verzehrten Pflanzenarten sehr ähnlich sein.

Die Konstanz und Qualität der Beteiligung der Studierenden an der Studie hat gezeigt, dass die Gruppe der Nahrungspflanzen in hervorragender Weise geeignet ist, Themen der Botanik (Biodiversität, Evolution, Systematik und Nomenklatur, Inhaltsstoffe) zu vermitteln (ZACHARIAS & VOGEL, 2016). Im Kontext der Lehrveranstaltung „Angewandte Botanik“ haben sich alle Teilnehmenden durch die Beschäftigung mit der eigenen pflanzlichen Ernährung aktiv mit den durch sie jeweils verzehrten Arten auseinandergesetzt. Hierbei wurde deutlich, dass pflanzliche Bestandteile sich auch hinter Zusatzstoffen wie Verdickungsmitteln (*Acacia senegal*, *Astragalus spec.*, *Ceratonis siliqua*, *Cyamopsis tetragonolobus*), wachsartigen Trennungsmitteln (*Copernicia prunifera*) oder Farbstoffen (*Urtica dioica*) verbergen können. Durch die Notwendigkeit der Zurodnung jeweils zu botanischen Arten und einer Referenz für die Nomenklatur wurde allen Studierenden klar, dass es der Berücksichtigung wissenschaftlicher Arbeitsweisen Bedarf, um umgangssprachliche

Bezeichnungen für Pflanzen und deren Bestandteile definierten Arten nachvollziehbar zuordnen zu können. Der persönliche Zugang zur Botanik über die eigene Ernährung förderte erkennbar Motivation und Engagement, sich mit den Inhalten der Lehrveranstaltung auseinanderzusetzen, die auch das Thema Biologie und Systematik der Kulturpflanzen mit einschloß. Als Fazit ist festzustellen, dass die kulinarische Facette der Pflanzenwelt Bestandteil der Botanik ist.

Literaturverzeichnis

- BMEL: BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2010): Forschungsreport 1/2010 – Schwerpunkt: Biologische Vielfalt und Ernährungsqualität. 56 S.
- BRANDES, D. (2016): Entwicklung und Aufgaben der Botanischen Gärten. - Braunschweigische Wissenschaftliche Gesellschaft. Jahrbuch 2015: S. 359-381.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2008): Welternährung, Biodiversität und Gentechnik – Kann die Agro-Gentechnik zur naturverträglichen und nachhaltigen Sicherung der Welternährung beitragen? Bonn. 18 S.
- COVINGTON, J. A. (1999): Protein sources in a healthful vegetarian diet. Journal of the American Dietetic Association, Vol. 99. 820 S.
- FLEISCHHAUER S. G., GUTHMANN J., SPIEGELBERGER R. (2013): Enzyklopädie essbarer Wildpflanzen. 2000 Pflanzen Mitteleuropas. Bestimmung, Sammeltipps, Inhaltsstoffe, Heilwirkung, Verwendung in der Küche. - Aarau, AT-Verlag: 700 S.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (2015): FAO Statistical Pocketbook 2015 – World food and agriculture. Rom. 236 S. <http://www.fao.org/home/en/> [03.01.2016].
- GRÖLL, W., POPPENDIECK, H.-H. (2000): Die „Hamburger Aalsuppe“ und ihre Würzkräuter. – Ber. Bot. Vereins zu Hamburg, 19: 15-38.
- GUTTE, P. (2018): Liste der von Peter Gutte gegessenen oder getrunkenen Pflanzenarten. – schriftl. Mitteilung, Markkleeberg.
- HANELT, P. (2001): Mansfeld's Encyclopedia of Agricultural and Horticultural Crops. – Springer Verlag. Berlin: 3645 S.
- LANGER, R. H. M., HILL, G. D. (1991): Agricultural Plants. Cambridge University Press, 2nd edition, Cambridge. 387 S.
- LIEBEREI, R., REISDORFF, C. (2012): Nutzpflanzen. Begründet von Wolfgang Franke, 8. Auflage, Georg Thieme Verlag KG, Stuttgart. 478 S.
- MENSINK, G. (2002): Was essen wir heute? Ernährungsverhalten in Deutschland - Beiträge zur Gesundheitsberichterstattung des Bundes. Robert-Koch-Institut, Berlin. 170 S.
- PROJEKTGRUPPE „AGROBIODIVERSITÄT ENTWICKELN“ (Hrsg.) (2004): Agrobiodiversität entwickeln: Handlungsstrategien und Impulse für eine nachhaltige Tier- und Pflanzenzucht. Institut für ökol. Wirtschaftsforschung (IÖW) GmbH, Berlin. 24 S.
- RAJARAM, S., SABATÉ, J. (2000): Health Benefits of a Vegetarian Diet. Loma Linda University, California, Nutrition, Vol. 16, Numbers 7/8. 3 S.

- VOGEL, E. (2016): Vielfalt von Pflanzenarten in der Ernährung – eine vierwöchige Studie mit Biologiestudierenden der Hochschule Bremen. – Bachelorarbeit Hochschule Bremen, Fakultät 5, ISTAB. Bremen. 56 S. + 35 S. Anhang.
- WBGU: WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (1999): Welt im Wandel – Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre (Jahresgutachten). *Springer Verlag*, Berlin. 510 S.
- WISSKIRCHEN, R., HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Bd. 1, Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 765 S.
- ZACHARIAS, D., VOGEL, E. (2016): Vielfalt von Pflanzenarten in der Ernährung. - Biologie in unserer Zeit, 2/2016: 89-90.
- ZESSNER, M., STEINMÜLLER, H., WAGNER, K. H., KRACHLER, M. M., THALER, S., FAZENI, K., HELMICH, K., WEIGL, M., RUZICKA K., HEIGL, S., KROISS, H. (2011): Gesunde Ernährung und Nachhaltigkeit – Grundlagen, Methodik und Erkenntnisse eines Forschungsprojektes in Rahmen des proVISION Programmes des BMWF. Springer Verlag, Wien. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Volume 63, S. 87-94.

Internet Quellen:

- URL 1: <https://www.cbd/convention/text/> [10.09.2018]
- URL 2: <https://products.office.com/de-de/excel> [24.12.2015]
- URL 3: <http://www.winstat.de/> [24.12.2015]
- URL 4: <https://www.rstudio.com/> [24.12.2015]
- URL 5: <http://jonlefcheck.net/2012/10/24/nmds-tutorial-in-r/> [23.01.2016]
- URL 6: <http://www.ipk-gatersleben.de/> [29.01.2016]

Autoren:

Dietmar Zacharias
Eva Vogel
Henning Harder
Ilka Strubelt

Hochschule Bremen
Fakultät 5 Natur und Technik
Arbeitsgruppe Angewandte und ökologische Botanik
Neustadtswall 30
28199 Bremen

Dieser Beitrag wird unter einer Creative Commons Lizenz (CC-BY 4.0) veröffentlicht.

Tabellenverzeichnis

Tab. I: Liste aller von den insgesamt 37 Probanden über einen Zeitraum von vier Wochen verzehrten Pflanzenarten. Alphabetisch nach deutschem Artnamen sortiert.....	233
Tab. II: Rangliste der verzehrten Pflanzenarten, sortiert nach der Anzahl der Nennungen.....	239
Tab. III: Rangliste der verzehrten Pflanzenarten sortiert nach der Differenz zwischen den prozentualen Anteilen der Nennungen durch Omnivore bzw. Vegetarier/Veganer	245
Tab. IV: Liste aller verzehrten Pflanzenarten den jeweiligen Pflanzenfamilien zugeordnet mit Angabe der Artenanzahl innerhalb jeder Familie.....	251
Tab. V: Gesamte Artenliste aller verzehrten Pflanzenarten mit Angabe der jeweils verzehrten Arten der einzelnen Probanden (Nr. 1 – 37)	258

Tab. I: Liste aller von den insgesamt 37 Probanden über einen Zeitraum von vier Wochen verzehrten Pflanzenarten. Alphabetisch nach deutschem Artnamen sortiert. Anzahl der Nennungen jeweils angegeben: Eine Nennung = von einem Probanden verzehrt, 37 Nennungen = von allen Probanden verzehrt.

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	Familie	Nennungen
Acerolakirsche	<i>Malpighia glabra</i>	Malpighiaceae	6
Acker-Bohne	<i>Vicia faba</i>	Fabaceae	18
Ackerschachtelhalm	<i>Equisetum arvense</i>	Equisetaceae	1
Adzuki-Bohne	<i>Vigna angularis</i>	Fabaceae	1
Agave	<i>Agave americana</i>	Agavaceae	9
Amerikanische Blaubeere	<i>Vaccinium corymbosum</i>	Ericaceae	1
Ananas	<i>Ananas comosus</i>	Bromeliaceae	31
Anis	<i>Pimpinella anisum</i>	Apiaceae	15
Apfelbaum	<i>Malus domestica</i>	Rosaceae	37
Apfelminze	<i>Mentha x rotundifolia</i>	Lamiaceae	1
Aprikose	<i>Armeniaca vulgaris</i>	Rosaceae	11
Arabica-Kaffee	<i>Coffea arabica</i>	Rubiaceae	28
Artischocke	<i>Cynara cardunculus</i>	Asteraceae	11
Aubergine	<i>Solanum melongena</i>	Solanaceae	24
Avocado	<i>Persea americana</i>	Lauraceae	21
Bambus	<i>Bambusa spec.</i>	Poaceae	9
Banane	<i>Musa x paradisiaca</i>	Musaceae	34
Bärentraube	<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Ericaceae	1
Bärlauch	<i>Allium ursinum</i>	Alliaceae	13
Basilikum	<i>Ocimum basilicum</i>	Lamiaceae	34
Baumwolle	<i>Gossypium spec.</i>	Malvaceae	2
Beinwell	<i>Symphytum officinale</i>	Boraginaceae	3
Bergamotte	<i>Citrus bergamia</i>	Rutaceae	3
Bergkiefer	<i>Pinus mugo</i>	Pinaceae	3
Birke	<i>Betula spec.</i>	Betulaceae	2
Birnbaum	<i>Pyrus communis</i>	Rosaceae	27
Blaubeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Ericaceae	20
Blumen-, Weiß-, Grün-, Rot-, Rosenkohl/ Kohlrabi/ Brokkoli/ Wirsing	<i>Brassica oleracea</i>	Brassicaceae	35
Bockshornklee	<i>Trigonella foenum-graecum</i>	Fabaceae	15
Bohnenkraut	<i>Satureja hortensis</i>	Lamiaceae	12
Brasilianischer Pfefferbaum	<i>Schinus terebinthifolius</i>	Anacardiaceae	2
Brauner Senf	<i>Brassica juncea</i>	Brassicaceae	1
Brombeere	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Rosaceae	24
Buchweizen	<i>Fagopyrum esculentum</i>	Polygonaceae	10
Carnauba-Wachspalme	<i>Copernicia prunifera</i>	Arecaceae	2
Ceylon-Zimtbaum	<i>Cinnamomum verum</i>	Lauraceae	22
Chili	<i>Capsicum spec.</i>	Solanaceae	29
Currybaum	<i>Murraya koenigii</i>	Rutaceae	12
Dattelpalme	<i>Phoenix dactylifera</i>	Arecaceae	8
Dill	<i>Anethum graveolens</i>	Apiaceae	29
Drachenfrucht	<i>Hylocereus undatus</i>	Cactaceae	1
Drüsiges Springkraut	<i>Impatiens glandulifera</i>	Balsaminaceae	2
Echte Kamille	<i>Matricaria chamomilla</i>	Asteraceae	12
Echte Pistazie	<i>Pistacia vera</i>	Anacardiaceae	9

Fortsetzung Tab. I

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	Familie	Nennungen
Echte Vanille	<i>Vanilla planifolia</i>	Orchidaceae	36
Echte Walnuss	<i>Juglans regia</i>	Juglandaceae	26
Echter Ehrenpreis	<i>Veronica officinalis</i>	Scrophulariaceae	2
Echter Salbei	<i>Salvia officinalis</i>	Lamiaceae	22
Echter Thymian	<i>Thymus vulgaris</i>	Lamiaceae	30
Echter Waldmeister	<i>Galium odoratum</i>	Rubiaceae	1
Echtes Johanniskraut	<i>Hypericum perforatum</i>	Hypericaceae	1
Echtes Mädesüß	<i>Filipendula ulmaria</i>	Rosaceae	1
Eibisch	<i>Althaea officinalis</i>	Malvaceae	3
Endivie	<i>Cichorium endivia</i>	Asteraceae	1
Engelwurz	<i>Angelica archangelica</i>	Apiaceae	2
Erbse	<i>Pisum sativum</i>	Fabaceae	29
Erdbeere	<i>Fragaria x ananassa</i>	Rosaceae	28
Erdnuss	<i>Arachis hypogaea</i>	Fabaceae	31
Esskastanie	<i>Castanea sativa</i>	Fagaceae	9
Estragon	<i>Artemisia dracunculus</i>	Asteraceae	8
Eukalyptus	<i>Eucalyptus globulus</i>	Myrtaceae	6
Europäischer Queller	<i>Salicornia europaea</i>	Chenopodiaceae	1
Färberdistel	<i>Carthamus tinctorius</i>	Asteraceae	6
Feigenbaum	<i>Ficus carica</i>	Moraceae	15
Feigenkaktus	<i>Opuntia ficus-indica</i>	Cactaceae	1
Feldsalat	<i>Valerianella locusta</i>	Valerianaceae	6
Feldulme	<i>Ulmus minor</i>	Ulmaceae	1
Fenchel	<i>Foeniculum vulgare</i>	Apiaceae	29
Feuerbohne	<i>Phaseolus coccineus</i>	Fabaceae	1
Frauenmantel	<i>Alchemilla spec.</i>	Rosaceae	2
Gardenie	<i>Gardenia jasminoides</i>	Rubiaceae	4
Gartenbohne	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Fabaceae	27
Garten-Fuchsschwanz	<i>Amaranthus caudatus</i>	Amaranthaceae	1
Garten-Kerbel	<i>Anthriscus cerefolium</i>	Apiaceae	8
Gartenkresse	<i>Lepidium sativum</i>	Brassicaceae	7
Garten-Sauerampfer	<i>Rumex acetosa</i>	Polygonaceae	5
Garten-Senfauke	<i>Eruca sativa</i>	Brassicaceae	1
Garten-Spargel	<i>Asparagus officinalis</i>	Asparagaceae	8
Gelbe Kiwi	<i>Actinidia chinensis</i>	Actinidiaceae	1
Gelbes Sonnenröschen	<i>Helianthemum nummularium</i>	Cistaceae	1
Gemeiner Baldrian	<i>Valeriana officinalis</i>	Valerianaceae	1
Gemeiner Bocksdorn	<i>Lycium barbarum</i>	Solanaceae	1
Gemeiner Wacholder	<i>Juniperus communis</i>	Cupressaceae	8
Gerbersumach	<i>Rhus coriaria</i>	Anacardiaceae	1
Gewöhnlicher Andorn	<i>Marrubium vulgare</i>	Lamiaceae	4
Gewürznelkenbaum	<i>Syzygium aromaticum</i>	Myrtaceae	25
Ginkgobaum	<i>Ginkgo biloba</i>	Ginkgoaceae	4
Ginsengwurzel	<i>Panax ginseng</i>	Araliaceae	6
Granatapfelbaum	<i>Punica granatum</i>	Punicaceae	12
Große Brennnessel	<i>Urtica dioica</i>	Urticaceae	8
Große Klette	<i>Arctium lappa</i>	Asteraceae	1
Großer Galgant	<i>Alpinia galanga</i>	Zingiberaceae	1

Fortsetzung Tab. I

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	Familie	Nennungen
Grüne Minze	<i>Mentha spicata</i>	Lamiaceae	7
Grüner Honigbusch	<i>Cyclopia subternata</i>	Fabaceae	1
Guarana	<i>Paullinia cupana</i>	Sapindaceae	11
Guarbohne	<i>Cyamopsis tetragonoloba</i>	Fabaceae	10
Guave	<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae	6
Gummiarabikum-Baum	<i>Acacia senegal</i>	Fabaceae	9
Gurke	<i>Cucumis sativus</i>	Cucurbitaceae	36
Gurkenkraut	<i>Borago officinalis</i>	Boraginaceae	2
Hafer	<i>Avena sativa</i>	Poaceae	33
Hanf	<i>Cannabis sativa</i>	Cannabaceae	1
Hart-Weizen	<i>Triticum turgidum</i>	Poaceae	32
Hasel	<i>Corylus spec.</i>	Corylaceae	33
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	Rosaceae	29
Honigbusch	<i>Cyclopia genistoides</i>	Fabaceae	2
Hopfen	<i>Humulus lupulus</i>	Cannabaceae	30
Hundsrose	<i>Rosa canina</i>	Rosaceae	15
Illipe	<i>Shorea stenoptera</i>	Dipterocarpaceae	1
Indischer Zimt	<i>Cinnamomum bejolghota</i>	Lauraceae	1
Indisches Basilikum	<i>Ocimum tenuiflorum</i>	Lamiaceae	7
Indonesischer Zimt	<i>Cinnamomum burmanii</i>	Lauraceae	1
Ingwer	<i>Zingiber officinale</i>	Zingiberaceae	30
Japanische Stachelbeere	<i>Actinidia arguta</i>	Actinidiaceae	1
Japanischer Meerrettich	<i>Eutrema wasabi</i>	Brassicaceae	5
Johannisbrotbaum	<i>Ceratonia siliqua</i>	Fabaceae	22
Kakaobaum	<i>Theobroma cacao</i>	Sterculiaceae	36
Kakipflaume	<i>Diospyros kaki</i>	Ebenaceae	6
Kalmus	<i>Acorus calamus</i>	Araceae	1
Kapernstrauch	<i>Capparis spinosa</i>	Capparaceae	3
Kapstachelbeere	<i>Physalis peruviana</i>	Solanaceae	1
Kapuzinerkresse	<i>Tropaeolum majus</i>	Tropaeolaceae	1
Kardamompflanze	<i>Elettaria cardamomum</i>	Zingiberaceae	17
Karotte	<i>Daucus carota</i>	Apiaceae	36
Kartoffel	<i>Solanum tuberosum</i>	Solanaceae	37
Kaschubaum	<i>Anacardium occidentale</i>	Anacardiaceae	22
Kichererbse	<i>Cicer arietinum</i>	Fabaceae	21
Kiwi	<i>Actinidia deliciosa</i>	Actinidiaceae	28
Klatschmohn	<i>Papaver rhoeas</i>	Papaveraceae	1
Kleine Bibernelle	<i>Pimpinella saxifraga</i>	Apiaceae	2
Kleiner Wiesenknopf	<i>Sanguisorba minor</i>	Rosaceae	1
Knoblauch	<i>Allium sativum</i>	Alliaceae	36
Kohlpalme	<i>Euterpe oleracea</i>	Arecaceae	2
Kokospalme	<i>Cocos nucifera</i>	Arecaceae	24
Kokum	<i>Garcinia indica</i>	Clusiaceae	1
Kolanuss	<i>Cola acuminata</i>	Sterculiaceae	10
Kopfsalat	<i>Lactuca sativa</i>	Asteraceae	34
Koriander	<i>Coriandrum sativum</i>	Apiaceae	28
Kornblume	<i>Cyanus segetum</i>	Asteraceae	4
Kornelkirsche	<i>Cornus mas</i>	Cornaceae	3

Fortsetzung Tab. I

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	Familie	Nennungen
Kranbeere	<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Ericaceae	12
Kreuzkümmel	<i>Cuminum cyminum</i>	Apiaceae	29
Kuba-Spinat	<i>Montia perfoliata</i>	Portulacaceae	1
Kugelamarant	<i>Gomphrena globosa</i>	Amaranthaceae	10
Kümmel	<i>Carum carvi</i>	Apiaceae	13
Kurkuma	<i>Curcuma longa</i>	Zingiberaceae	26
Lampionblume	<i>Physalis alkekengi</i>	Solanaceae	9
Lapacho	<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Bignoniaceae	1
Lavendel	<i>Lavandula angustifolia</i>	Lamiaceae	11
Lein	<i>Linum usitatissimum</i>	Linaceae	23
Liebstockel	<i>Levisticum officinale</i>	Apiaceae	18
Limette	<i>Citrus aurantiifolia</i>	Rutaceae	23
Linse	<i>Lens culinaris</i>	Fabaceae	3
Lorbeerbaum	<i>Laurus nobilis</i>	Lauraceae	19
Löwenzahn	<i>Taraxacum officinale</i> agg.	Asteraceae	1
Luzerne	<i>Medicago sativa</i>	Fabaceae	1
Macadamianuss	<i>Macadamia ternifolia</i>	Proteaceae	10
Maca-Pflanze	<i>Lepidium meyenii</i>	Brassicaceae	1
Mais	<i>Zea mays</i>	Poaceae	37
Majoran	<i>Origanum majorana</i>	Lamiaceae	18
Mandarine	<i>Citrus deliciosa</i>	Rutaceae	19
Mandelbaum	<i>Amygdalus communis</i>	Rosaceae	32
Mangobaum	<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae	25
Maniok	<i>Manihot esculenta</i>	Euphorbiaceae	4
Maracuja	<i>Passiflora edulis</i>	Passifloraceae	21
Mariendistel	<i>Silybum marianum</i>	Asteraceae	1
Matestrauch	<i>Ilex paraguariensis</i>	Aquifoliaceae	10
Meerrettich	<i>Armoracia rusticana</i>	Brassicaceae	13
Meerrettichbaum	<i>Moringa oleifera</i>	Moringaceae	1
Mexikanische Chia	<i>Salvia hispanica</i>	Lamiaceae	12
Moschuskürbis	<i>Cucurbita moschata</i>	Cucurbitaceae	1
Mungbohne	<i>Vigna radiata</i>	Fabaceae	6
Muskatnussbaum	<i>Myristica fragrans</i>	Myristicaceae	26
Nashi-Birne	<i>Pyrus pyrifolia</i>	Rosaceae	2
Okra	<i>Abelmoschus esculentus</i>	Malvaceae	1
Olivenbaum	<i>Olea europaea</i>	Oleaceae	29
Öpalme	<i>Elaeis guineensis</i>	Arecaceae	31
Orange	<i>Citrus sinensis</i>	Rutaceae	34
Oregano	<i>Origanum vulgare</i>	Lamiaceae	34
Orlean-Strauch	<i>Bixa orellana</i>	Bixaceae	1
Pampelmuse	<i>Citrus paradisi</i>	Rutaceae	11
Papaya	<i>Carica papaya</i>	Caricaceae	18
Paprika	<i>Capsicum annum</i>	Solanaceae	36
Paranuss	<i>Bertholletia excelsa</i>	Lecythidaceae	4
Pastinake	<i>Pastinaca sativa</i>	Apiaceae	10
Peruanischer Pfefferbaum	<i>Schinus molle</i>	Anacardiaceae	1
Petersilie	<i>Petroselinum crispum</i>	Apiaceae	37
Pfeffer	<i>Piper nigrum</i>	Piperaceae	37

Fortsetzung Tab. I

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	Familie	Nennungen
Pfefferminze	<i>Mentha x piperita</i>	Lamiaceae	29
Pfirsich	<i>Persica vulgaris</i>	Rosaceae	22
Pflaumenbaum/ Zwetschge	<i>Prunus domestica</i>	Rosaceae	22
Pinie	<i>Pinus pinea</i>	Pinaceae	6
Pomeranze	<i>Citrus aurantium</i>	Rutaceae	2
Porree	<i>Allium ampeloprasum</i>	Alliaceae	28
Portulak-Keilmelde	<i>Halimione portulacoides</i>	Amaranthaceae	1
Preiselbeere	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Ericaceae	11
Quinoa	<i>Chenopodium quinoa</i>	Chenopodiaceae	7
Quitte	<i>Cydonia oblonga</i>	Rosaceae	8
Radieschen	<i>Raphanus sativus</i>	Brassicaceae	12
Raps/Steckrübe	<i>Brassica napus</i>	Brassicaceae	35
Reis	<i>Oryza sativa</i>	Poaceae	37
Rhabarber	<i>Rheum x hybridum</i>	Polygonaceae	10
Riesenkürbis	<i>Cucurbita maxima</i>	Cucurbitaceae	31
Ringelblume	<i>Calendula officinalis</i>	Asteraceae	4
Rispenhirse	<i>Panicum miliaceum</i>	Poaceae	9
Robusta-Kaffee	<i>Coffea canephora</i>	Rubiaceae	1
Roggen	<i>Secale cereale</i>	Poaceae	36
Rooibos	<i>Aspalathus linearis</i>	Fabaceae	15
Roselle	<i>Hibiscus sabdariffa</i>	Malvaceae	20
Rosmarin	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Lamiaceae	33
Roskastanie	<i>Aesculus hippocastanum</i>	Hippocastanaceae	1
Rote Johannisbeere	<i>Ribes rubrum</i>	Grossulariaceae	16
Rübsen	<i>Brassica rapa</i>	Brassicaceae	8
Saat-Gerste	<i>Hordeum vulgare</i>	Poaceae	28
Safrankrokus	<i>Crocus sativus</i>	Iridaceae	3
Salbaum	<i>Shorea robusta</i>	Dipterocarpaceae	1
Sanddorn	<i>Hippophaë rhamnoides</i>	Elaeagnaceae	7
Sauerkirsche	<i>Cerasus vulgaris</i>	Rosaceae	16
Schafgarbe	<i>Achillea millefolium</i>	Asteraceae	7
Schlafmohn	<i>Papaver somniferum</i>	Papaveraceae	15
Schmalblättrige Doppelrauke	<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Brassicaceae	28
Schnittlauch	<i>Allium schoenoprasum</i>	Alliaceae	30
Schnittsellerie	<i>Apium graveolens</i>	Apiaceae	33
Schrauben-Palme	<i>Pandanus tectorius</i>	Pandanaceae	1
Schwarze Apfelbeere	<i>Aronia melanocarpa</i>	Rosaceae	5
Schwarze Johannisbeere	<i>Ribes nigrum</i>	Grossulariaceae	17
Schwarze Krähenbeere	<i>Empetrum nigrum</i>	Ericaceae	1
Schwarzer Holunder	<i>Sambucus nigra</i>	Caprifoliaceae	14
Schwarzer Senf	<i>Brassica nigra</i>	Brassicaceae	6
schwarzer Sesam	<i>Hyptis spicigera</i>	Lamiaceae	7
Schwarzkümmel	<i>Nigella sativa</i>	Ranunculaceae	14
Sesam	<i>Sesamum indicum</i>	Pedaliaceae	32
Seyal-Akazie	<i>Acacia seyal</i>	Fabaceae	1
Sheanussbaum	<i>Vitellaria paradoxa</i>	Sapotaceae	4
Silberlinde	<i>Tilia tomentosa</i>	Tiliaceae	4
Sojabohne	<i>Glycine max</i>	Fabaceae	36

Fortsetzung Tab. I

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	Familie	Nennungen
Sonnenblume	<i>Helianthus annuus</i>	Asteraceae	36
Sonnenhut	<i>Echinacea spec.</i>	Asteraceae	1
Spinat	<i>Spinacia oleracea</i>	Chenopodiaceae	32
Spitzwegerich	<i>Plantago lanceolata</i>	Plantaginaceae	5
Sternanis	<i>Illicium verum</i>	Illiciaceae	9
Sternfrucht	<i>Averrhoa carambola</i>	Oxalidaceae	4
Stieleiche	<i>Quercus robur</i>	Fagaceae	1
Süßholz	<i>Glycyrrhiza glabra</i>	Fabaceae	20
Süßkartoffel	<i>Ipomoea batatas</i>	Convolvulaceae	18
Süßkirsche	<i>Cerasus avium</i>	Rosaceae	6
Süßkraut	<i>Stevia rebaudiana</i>	Asteraceae	11
Teestrauch	<i>Camellia sinensis</i>	Theaceae	24
Tomate	<i>Lycopersicon esculentum</i>	Solanaceae	37
Topinambur	<i>Helianthus tuberosus</i>	Asteraceae	2
Vietnamesischer Zimt	<i>Cinnamomum cassia</i>	Lauraceae	1
Vogelbeere	<i>Sorbus aucuparia</i>	Rosaceae	2
Weich-Weizen/ Dinkel	<i>Triticum aestivum</i>	Poaceae	30
Weinrebe	<i>Vitis vinifera</i>	Vitaceae	33
Weißer Maulbeere	<i>Morus alba</i>	Moraceae	1
Weißer Mauerpfeffer	<i>Sedum album</i>	Crassulaceae	8
Weißer Senf	<i>Sinapis alba</i>	Brassicaceae	31
Wiesenschlüsselblume	<i>Primula veris</i>	Primulaceae	1
Wildapfel	<i>Malus sylvestris</i>	Rosaceae	33
Wilde Malve	<i>Malva sylvestris</i>	Malvaceae	4
Wild-Hafer	<i>Avena sterilis</i>	Poaceae	1
Winterharte Passionsblume	<i>Passiflora incarnata</i>	Passifloraceae	3
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i>	Tiliaceae	1
Winterzwiebel	<i>Allium fistulosum</i>	Alliaceae	25
Ysop	<i>Hyssopus officinalis</i>	Lamiaceae	1
Zichorie	<i>Cichorium intybus</i>	Asteraceae	11
Zitrone	<i>Citrus limon</i>	Rutaceae	37
Zitronenbasilikum	<i>Ocimum x citriodorum</i>	Lamiaceae	5
Zitronengras	<i>Cymbopogon citratus</i>	Poaceae	19
Zitronenmelisse	<i>Melissa officinalis</i>	Lamiaceae	9
Zitronenmyrte	<i>Leptospermum petersonii</i>	Myrtaceae	4
Zitronenstrauch	<i>Lippia triphylla</i>	Verbenaceae	7
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	Salicaceae	1
Zitwerwurzel	<i>Curcuma zedoaria</i>	Zingiberaceae	1
Zucchini	<i>Cucurbita pepo</i>	Cucurbitaceae	27
Zuckerahorn	<i>Acer saccharum</i>	Aceraceae	5
Zuckermelone	<i>Cucumis melo</i>	Cucurbitaceae	14
Zuckerrohr	<i>Saccharum officinarum</i>	Poaceae	33
Zuckerrübe/ Rote Bete/ Man- gold	<i>Beta vulgaris</i>	Chenopodiaceae	35
Zwiebel	<i>Allium cepa</i>	Alliaceae	37

Σ=280

Tab. II: Rangliste der verzehrten Pflanzenarten, sortiert nach der Anzahl der Nennungen. Angabe des jeweiligen prozentualen Anteils der Omnivoren und der Vegetarier/Veganer.

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Familie	Nennungen	omni-vor [%]	vegetar./vegan [%]
<i>Allium cepa</i>	Zwiebel	Alliaceae	37	100	100
<i>Citrus limon</i>	Zitrone	Rutaceae	37	100	100
<i>Lycopersicon esculentum</i>	Tomate	Solanaceae	37	100	100
<i>Malus domestica</i>	Apfelbaum	Rosaceae	37	100	100
<i>Oryza sativa</i>	Reis	Poaceae	37	100	100
<i>Petroselinum crispum</i>	Petersilie	Apiaceae	37	100	100
<i>Piper nigrum</i>	Pfeffer	Piperaceae	37	100	100
<i>Solanum tuberosum</i>	Kartoffel	Solanaceae	37	100	100
<i>Zea mays</i>	Mais	Poaceae	37	100	100
<i>Allium sativum</i>	Knoblauch	Alliaceae	36	100	93
<i>Capsicum annuum</i>	Paprika	Solanaceae	36	100	93
<i>Cucumis sativus</i>	Gurke	Cucurbitaceae	36	100	93
<i>Daucus carota</i>	Karotte	Apiaceae	36	100	93
<i>Glycine max</i>	Sojabohne	Fabaceae	36	96	100
<i>Helianthus annuus</i>	Sonnenblume	Asteraceae	36	96	100
<i>Secale cereale</i>	Roggen	Poaceae	36	96	100
<i>Theobroma cacao</i>	Kakaobaum	Sterculiaceae	36	96	100
<i>Vanilla planifolia</i>	Echte Vanille	Orchidaceae	36	96	100
<i>Beta vulgaris</i>	Zuckerrübe/ Rote Bete/ Mangold	Chenopodiaceae	35	91	100
<i>Brassica napus</i>	Raps/Steckrübe	Brassicaceae	35	91	100
<i>Brassica oleracea</i>	Blumen-, Weiß-, Grün-, Rot-, Rosenkohl/ Kohlrabi/ Brokkoli/ Wirsing	Brassicaceae	35	91	100
<i>Citrus sinensis</i>	Orange	Rutaceae	34	87	100
<i>Lactuca sativa</i>	Kopfsalat	Asteraceae	34	87	100
<i>Musa x paradisiaca</i>	Banane	Musaceae	34	96	86
<i>Ocimum basilicum</i>	Basilikum	Lamiaceae	34	87	100
<i>Origanum vulgare</i>	Oregano	Lamiaceae	34	91	93
<i>Apium graveolens</i>	Schnittsellerie	Apiaceae	33	91	86
<i>Avena sativa</i>	Hafer	Poaceae	33	87	93
<i>Corylus spec.</i>	Hasel	Corylaceae	33	87	93
<i>Malus sylvestris</i>	Wildapfel	Rosaceae	33	87	93
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Rosmarin	Lamiaceae	33	87	93
<i>Saccharum officinarum</i>	Zuckerrohr	Poaceae	33	87	93
<i>Vitis vinifera</i>	Weinrebe	Vitaceae	33	91	86
<i>Amygdalus communis</i>	Mandelbaum	Rosaceae	32	78	100
<i>Sesamum indicum</i>	Sesam	Pedaliaceae	32	83	93
<i>Spinacia oleracea</i>	Spinat	Chenopodiaceae	32	83	93
<i>Triticum turgidum</i>	Hart-Weizen/ Khorassan- Weizen	Poaceae	32	78	100
<i>Ananas comosus</i>	Ananas	Bromeliaceae	31	78	93
<i>Arachis hypogaea</i>	Erdnuss	Fabaceae	31	78	93
<i>Cucurbita maxima</i>	Riesenkürbis	Cucurbitaceae	31	74	100
<i>Elaeis guineensis</i>	Ölpalme	Arecaceae	31	83	86
<i>Sinapis alba</i>	Weißer Senf	Brassicaceae	31	87	79
<i>Allium schoenoprasum</i>	Schnittlauch	Alliaceae	30	87	71
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen	Cannabaceae	30	87	71
<i>Thymus vulgaris</i>	Echter Thymian	Lamiaceae	30	74	93
<i>Triticum aestivum</i>	Weich-Weizen/ Dinkel	Poaceae	30	74	93
<i>Zingiber officinale</i>	Ingwer	Zingiberaceae	30	70	100
<i>Anethum graveolens</i>	Dill	Apiaceae	29	78	79

Fortsetzung Tab. II

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Familie	Nenn- ungen	omni- vor [%]	vegetar./ vegan [%]
<i>Capsicum spec.</i>	Chili	Solanaceae	29	87	64
<i>Cuminum cyminum</i>	Kreuzkümmel	Apiaceae	29	74	86
<i>Foeniculum vulgare</i>	Fenchel	Apiaceae	29	78	79
<i>Mentha x piperita</i>	Pfefferminze	Lamiaceae	29	78	79
<i>Olea europaea</i>	Olivenbaum	Oleaceae	29	74	86
<i>Pisum sativum</i>	Erbse	Fabaceae	29	83	71
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere	Rosaceae	29	74	86
<i>Actinidia deliciosa</i>	Kiwi	Actinidiaceae	28	74	79
<i>Allium ampeloprasum</i>	Porree	Alliaceae	28	70	86
<i>Coffea arabica</i>	Arabica-Kaffee	Rubiaceae	28	78	71
<i>Coriandrum sativum</i>	Koriander	Apiaceae	28	70	86
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Schmalblättr. Doppelrauke	Brassicaceae	28	65	93
<i>Fragaria x ananassa</i>	Erdbeere	Rosaceae	28	83	64
<i>Hordeum vulgare</i>	Saat-Gerste	Poaceae	28	87	57
<i>Cucurbita pepo</i>	Zucchini	Cucurbitaceae	27	57	100
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Gartenbohne	Fabaceae	27	74	71
<i>Pyrus communis</i>	Birnbaum	Rosaceae	27	61	93
<i>Curcuma longa</i>	Kurkuma	Zingiberaceae	26	57	93
<i>Juglans regia</i>	Echte Walnuss	Juglandaceae	26	65	79
<i>Myristica fragrans</i>	Muskatnussbaum	Myristicaceae	26	65	79
<i>Allium fistulosum</i>	Winterzwiebel	Alliaceae	25	57	86
<i>Mangifera indica</i>	Mangobaum	Anacardiaceae	25	57	86
<i>Syzygium aromaticum</i>	Gewürznelkenbaum	Myrtaceae	25	65	71
<i>Camellia sinensis</i>	Teestrauch	Theaceae	24	70	57
<i>Cocos nucifera</i>	Kokospalme	Arecaceae	24	57	79
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Brombeere	Rosaceae	24	61	71
<i>Solanum melongena</i>	Aubergine	Solanaceae	24	52	86
<i>Citrus aurantiifolia</i>	Limette	Rutaceae	23	61	64
<i>Linum usitatissimum</i>	Lein	Linaceae	23	61	64
<i>Anacardium occidentale</i>	Kaschubaum	Anacardiaceae	22	57	64
<i>Ceratonia siliqua</i>	Johannisbrotbaum	Fabaceae	22	57	64
<i>Cinnamomum verum</i>	Ceylon-Zimtbaum	Lauraceae	22	52	71
<i>Persica vulgaris</i>	Pfirsich	Rosaceae	22	65	50
<i>Prunus domestica</i>	Pflaumenbaum/Zwetschge	Rosaceae	22	57	64
<i>Salvia officinalis</i>	Echter Salbei	Lamiaceae	22	61	57
<i>Cicer arietinum</i>	Kichererbse	Fabaceae	21	43	79
<i>Passiflora edulis</i>	Maracuja	Passifloraceae	21	48	71
<i>Persea americana</i>	Avocado	Lauraceae	21	52	64
<i>Glycyrrhiza glabra</i>	Süßholz	Fabaceae	20	39	79
<i>Hibiscus sabdariffa</i>	Roselle	Malvaceae	20	57	50
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blaubeere	Ericaceae	20	48	64
<i>Citrus deliciosa</i>	Mandarine	Rutaceae	19	48	57
<i>Cymbopogon citratus</i>	Zitronengras	Poaceae	19	48	57
<i>Laurus nobilis</i>	Lorbeerbaum	Lauraceae	19	43	64
<i>Carica papaya</i>	Papaya	Caricaceae	18	43	57
<i>Ipomoea batatas</i>	Süßkartoffel	Convolvulaceae	18	35	71
<i>Levisticum officinale</i>	Liebstöckel	Apiaceae	18	39	64
<i>Origanum majorana</i>	Majoran	Lamiaceae	18	39	64
<i>Vicia faba</i>	Acker-Bohne	Fabaceae	18	57	36
<i>Elettaria cardamomum</i>	Kardamompflanze	Zingiberaceae	17	39	57
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere	Grossulariaceae	17	39	57
<i>Cerasus vulgaris</i>	Sauerkirsche	Rosaceae	16	35	57
<i>Ribes rubrum</i>	Rote Johannisbeere	Grossulariaceae	16	43	43
<i>Aspalathus linearis</i>	Rooibos	Fabaceae	15	30	57

Fortsetzung Tab. II

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Familie	Nennungen	omni-vor [%]	vegetar./vegan [%]
<i>Ficus carica</i>	Feigenbaum	Moraceae	15	39	43
<i>Papaver somniferum</i>	Schlafmohn	Papaveraceae	15	43	36
<i>Pimpinella anisum</i>	Anis	Apiaceae	15	30	57
<i>Rosa canina</i>	Hundsrose	Rosaceae	15	39	43
<i>Trigonella foenum-graecum</i>	Bockshornklee	Fabaceae	15	35	50
<i>Cucumis melo</i>	Zuckermelone	Cucurbitaceae	14	22	64
<i>Nigella sativa</i>	Schwarzkümmel	Ranunculaceae	14	35	43
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder	Caprifoliaceae	14	35	43
<i>Allium ursinum</i>	Bärlauch	Alliaceae	13	22	57
<i>Armoracia rusticana</i>	Meerrettich	Brassicaceae	13	26	50
<i>Carum carvi</i>	Kümmel	Apiaceae	13	30	43
<i>Matricaria chamomilla</i>	Echte Kamille	Asteraceae	12	30	36
<i>Murraya koenigii</i>	Currybaum	Rutaceae	12	30	36
<i>Punica granatum</i>	Granatapfelbaum	Punicaceae	12	30	36
<i>Raphanus sativus</i>	Radieschen	Brassicaceae	12	26	43
<i>Salvia hispanica</i>	Mexikanische Chia	Lamiaceae	12	17	57
<i>Satureja hortensis</i>	Bohnenkraut	Lamiaceae	12	26	43
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Kranbeere	Ericaceae	12	26	43
<i>Armeniaca vulgaris</i>	Aprikose	Rosaceae	11	26	36
<i>Cichorium intybus</i>	Zichorie	Asteraceae	11	22	43
<i>Citrus paradisi</i>	Pampelmuse	Rutaceae	11	22	43
<i>Cynara cardunculus</i>	Artischocke	Asteraceae	11	26	36
<i>Lavandula angustifolia</i>	Lavendel	Lamiaceae	11	17	50
<i>Paullinia cupana</i>	Guarana	Sapindaceae	11	17	50
<i>Stevia rebaudiana</i>	Süßkraut	Asteraceae	11	22	43
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Preiselbeere	Ericaceae	11	22	43
<i>Cola acuminata</i>	Kolanuss	Sterculiaceae	10	22	36
<i>Cyamopsis tetragonoloba</i>	Guarbohne	Fabaceae	10	26	29
<i>Fagopyrum esculentum</i>	Buchweizen	Polygonaceae	10	22	36
<i>Gomphrena globosa</i>	Kugelamarant	Amaranthaceae	10	17	43
<i>Ilex paraguariensis</i>	Matestrauch	Aquifoliaceae	10	22	36
<i>Macadamia ternifolia</i>	Macadamianuss	Proteaceae	10	26	29
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinake	Apiaceae	10	13	50
<i>Rheum x hybridum</i>	Rhabarber	Polygonaceae	10	35	14
<i>Acacia senegal</i>	Gummiarabikum-Baum	Fabaceae	9	17	36
<i>Agave americana</i>	Agave	Agavaceae	9	13	43
<i>Bambusa spec.</i>	Bambus	Poaceae	9	17	36
<i>Castanea sativa</i>	Esskastanie	Fagaceae	9	22	29
<i>Illicium verum</i>	Sternanis	Illiciaceae	9	17	36
<i>Melissa officinalis</i>	Zitronenmelisse	Lamiaceae	9	17	36
<i>Panicum miliaceum</i>	Rispenhirse	Poaceae	9	17	36
<i>Physalis alkekengi</i>	Lampionblume	Solanaceae	9	17	36
<i>Pistacia vera</i>	Echte Pistazie	Anacardiaceae	9	22	29
<i>Anthriscus cerefolium</i>	Garten-Kerbel	Apiaceae	8	22	21
<i>Artemisia dracunculus</i>	Estragon	Asteraceae	8	22	21
<i>Asparagus officinalis</i>	Garten-Spargel	Asparagaceae	8	26	14
<i>Brassica rapa</i>	Rübsen	Brassicaceae	8	22	21
<i>Cydonia oblonga</i>	Quitte	Rosaceae	8	17	29
<i>Juniperus communis</i>	Gemeiner Wacholder	Cupressaceae	8	22	21
<i>Phoenix dactylifera</i>	Dattelpalme	Arecaceae	8	17	29
<i>Sedum album</i>	Weißer Mauerpfeffer	Crassulaceae	8	17	29
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel	Urticaceae	8	9	43

Fortsetzung Tab. II

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Familie	Nenn- ungen	omni- vor [%]	vegetar./ vegan [%]
<i>Achillea millefolium</i>	Schafgarbe	Asteraceae	7	9	36
<i>Chenopodium quinoa</i>	Quinoa	Chenopodiaceae	7	9	36
<i>Hippophaë rhamnoides</i>	Sanddorn	Elaeagnaceae	7	13	29
<i>Hyptis spicigera</i>	schwarzer Sesam	Lamiaceae	7	13	29
<i>Lepidium sativum</i>	Gartenkresse	Brassicaceae	7	26	7
<i>Lippia triphylla</i>	Zitronenstrauch	Verbenaceae	7	13	29
<i>Mentha spicata</i>	Grüne Minze	Lamiaceae	7	17	21
<i>Ocimum tenuiflorum</i>	Indisches Basilikum	Lamiaceae	7	9	36
<i>Brassica nigra</i>	Schwarzer Senf	Brassicaceae	6	13	21
<i>Carthamus tinctorius</i>	Färberdistel	Asteraceae	6	9	29
<i>Cerasus avium</i>	Süßkirsche	Rosaceae	6	22	7
<i>Diospyros kaki</i>	Kakipflaume	Ebenaceae	6	13	21
<i>Eucalyptus globulus</i>	Eukalyptus	Myrtaceae	6	9	29
<i>Malpighia glabra</i>	Acerolakirsche	Malpighiaceae	6	9	29
<i>Panax ginseng</i>	Ginsengwurzel	Araliaceae	6	9	29
<i>Pinus pinea</i>	Pinie	Pinaceae	6	13	21
<i>Psidium guajava</i>	Guave	Myrtaceae	6	9	29
<i>Valerianella locusta</i>	Feldsalat	Valerianaceae	6	9	29
<i>Vigna radiata</i>	Mungbohne	Fabaceae	6	13	21
<i>Acer saccharum</i>	Zuckerahorn	Aceraceae	5	17	7
<i>Aronia melanocarpa</i>	Schwarze Apfelbeere	Rosaceae	5	4	29
<i>Eutrema wasabi</i>	Japanischer Meerrettich	Brassicaceae	5	9	21
<i>Ocimum x citriodorum</i>	Zitronenbasilikum	Lamiaceae	5	4	29
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitzwegerich	Plantaginaceae	5	4	29
<i>Rumex acetosa</i>	Garten-Sauerampfer	Polygonaceae	5	9	21
<i>Averrhoa carambola</i>	Sternfrucht	Oxalidaceae	4	4	21
<i>Bertholletia excelsa</i>	Paranuss	Lecythidaceae	4	9	14
<i>Calendula officinalis</i>	Ringelblume	Asteraceae	4	13	7
<i>Cyanus segetum</i>	Kornblume	Asteraceae	4	9	14
<i>Gardenia jasminoides</i>	Gardenie	Rubiaceae	4	0	29
<i>Ginkgo biloba</i>	Ginkgobaum	Ginkgoaceae	4	4	21
<i>Leptospermum petersonii</i>	Zitronenmyrte	Myrtaceae	4	0	29
<i>Malva sylvestris</i>	Wilde Malve	Malvaceae	4	0	29
<i>Manihot esculenta</i>	Maniok	Euphorbiaceae	4	4	21
<i>Marrubium vulgare</i>	Gewöhnlicher Andorn	Lamiaceae	4	0	29
<i>Tilia tomentosa</i>	Silberlinde	Tiliaceae	4	17	0
<i>Vitellaria paradoxa</i>	Sheanussbaum	Sapotaceae	4	4	21
<i>Althaea officinalis</i>	Eibisch	Malvaceae	3	0	21
<i>Capparis spinosa</i>	Kapernstrauch	Capparaceae	3	13	0
<i>Citrus bergamia</i>	Bergamotte	Rutaceae	3	4	14
<i>Cornus mas</i>	Kornelkirsche	Cornaceae	3	13	0
<i>Crocus sativus</i>	Safrankrokus	Iridaceae	3	9	7
<i>Lens culinaris</i>	Linse	Fabaceae	3	9	7
<i>Passiflora incarnata</i>	Winterharte Passionsblume	Passifloraceae	3	0	21
<i>Pinus mugo</i>	Bergkiefer	Pinaceae	3	13	0
<i>Symphytum officinale</i>	Beinwell	Boraginaceae	3	9	7
<i>Alchemilla spec.</i>	Frauenmantel	Rosaceae	2	4	7
<i>Angelica archangelica</i>	Engelwurz	Apiaceae	2	4	7
<i>Betula spec.</i>	Birke	Betulaceae	2	4	7
<i>Borago officinalis</i>	Gurkenkraut	Boraginaceae	2	4	7
<i>Citrus aurantium</i>	Pomeranze	Rutaceae	2	0	14
<i>Copernicia prunifera</i>	Carnauba-Wachspalme	Arecaceae	2	4	7
<i>Cyclopia genistoides</i>	Honigbusch	Fabaceae	2	0	14
<i>Euterpe oleracea</i>	Kohlpalme	Arecaceae	2	4	7

Fortsetzung Tab. II

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Familie	Nennungen	omni-vor [%]	vegetar./vegan [%]
<i>Gossypium spec.</i>	Baumwolle	Malvaceae	2	9	0
<i>Helianthus tuberosus</i>	Topinambur	Asteraceae	2	9	0
<i>Impatiens glandulifera</i>	Drüsiges Springkraut	Balsaminaceae	2	0	14
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Kleine Bibernelle	Apiaceae	2	4	7
<i>Pyrus pyrifolia</i>	Nashi-Birne	Rosaceae	2	4	7
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Brasil. Pfefferbaum	Anacardiaceae	2	4	7
<i>Sorbus aucuparia</i>	Vogelbeere	Rosaceae	2	9	0
<i>Veronica officinalis</i>	Echter Ehrenpreis	Scrophulariaceae	2	4	7
<i>Abelmoschus esculentus</i>	Okra	Malvaceae	1	4	0
<i>Acacia seyal</i>	Seyal-Akazie	Fabaceae	1	0	7
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus	Araceae	1	0	7
<i>Actinidia arguta</i>	Japanische Stachelbeere	Actinidiaceae	1	0	7
<i>Actinidia chinensis</i>	Gelbe Kiwi	Actinidiaceae	1	0	7
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Rosskastanie	Hippocastanaceae	1	0	7
<i>Alpinia galanga</i>	Großer Galgant	Zingiberaceae	1	4	0
<i>Amaranthus caudatus</i>	Garten-Fuchsschwanz	Amaranthaceae	1	0	7
<i>Arctium lappa</i>	Große Klette	Asteraceae	1	0	7
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Bärentraube	Ericaceae	1	0	7
<i>Avena sterilis</i>	Wild-Hafer	Poaceae	1	0	7
<i>Bixa orellana</i>	Orlean-Strauch	Bixaceae	1	0	7
<i>Brassica juncea</i>	Brauner Senf	Brassicaceae	1	0	7
<i>Cannabis sativa</i>	Hanf	Cannabaceae	1	0	7
<i>Cichorium endivia</i>	Endivie	Asteraceae	1	0	7
<i>Cinnamomum bejolghota</i>	Indischer Zimt	Lauraceae	1	0	7
<i>Cinnamomum burmanii</i>	Indonesischer Zimt	Lauraceae	1	0	7
<i>Cinnamomum cassia</i>	Vietnamesischer Zimt	Lauraceae	1	0	7
<i>Coffea canephora</i>	Robusta-Kaffee	Rubiaceae	1	0	7
<i>Cucurbita moschata</i>	Moschuskürbis	Cucurbitaceae	1	0	7
<i>Curcuma zedoaria</i>	Zitwerwurzel	Zingiberaceae	1	0	7
<i>Cyclopia subternata</i>	Grüner Honigbusch	Fabaceae	1	0	7
<i>Echinacea spec.</i>	Sonnenhut	Asteraceae	1	0	7
<i>Empetrum nigrum</i>	Schwarze Krähenbeere	Ericaceae	1	0	7
<i>Equisetum arvense</i>	Ackerschachtelhalm	Equisetaceae	1	0	7
<i>Eruca sativa</i>	Garten-Senf	Brassicaceae	1	0	7
<i>Filipendula ulmaria</i>	Echtes Mädesüß	Rosaceae	1	0	7
<i>Galium odoratum</i>	Echter Waldmeister	Rubiaceae	1	4	0
<i>Garcinia indica</i>	Kokum	Clusiaceae	1	4	0
<i>Halimione portulacoides</i>	Portulak-Keilmelde	Amaranthaceae	1	0	7
<i>Helianthemum nummularium</i>	Gelbes Sonnenröschen	Cistaceae	1	0	7
<i>Hylocereus undatus</i>	Drachenfrucht	Cactaceae	1	0	7
<i>Hypericum perforatum</i>	Echtes Johanniskraut	Hypericaceae	1	4	0
<i>Hyssopus officinalis</i>	Ysop	Lamiaceae	1	0	7
<i>Lepidium meyenii</i>	Maca-Pflanze	Brassicaceae	1	0	7
<i>Lycium barbarum</i>	Gemeiner Bocksdorn	Solanaceae	1	0	7
<i>Medicago sativa</i>	Luzerne	Fabaceae	1	0	7
<i>Mentha x rotundifolia</i>	Apfelminze	Lamiaceae	1	0	7
<i>Montia perfoliata</i>	Kuba-Spinat	Portulacaceae	1	0	7
<i>Moringa oleifera</i>	Meerrettichbaum	Moringaceae	1	0	7
<i>Morus alba</i>	Weißer Maulbeere	Moraceae	1	0	7
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Feigenkaktus	Cactaceae	1	4	0
<i>Pandanus tectorius</i>	Schrauben-Palme	Pandanaceae	1	4	0
<i>Papaver rhoeas</i>	Klatschmohn	Papaveraceae	1	0	7

Fortsetzung Tab. II

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Familie	Nenn- ungen	omni- vor [%]	vegetar./ vegan [%]
<i>Phaseolus coccineus</i>	Feuerbohne	Fabaceae	1	4	0
<i>Physalis peruviana</i>	Kapstachelbeere	Solanaceae	1	0	7
<i>Populus tremula</i>	Zitterpappel	Salicaceae	1	0	7
<i>Primula veris</i>	Wiesenschlüsselblume	Primulaceae	1	0	7
<i>Quercus robur</i>	Stieleiche	Fagaceae	1	4	0
<i>Rhus coriaria</i>	Gerbersumach	Anacardiaceae	1	4	0
<i>Salicornia europaea</i>	Europäischer Queller	Chenopodiaceae	1	0	7
<i>Sanguisorba minor</i>	Kleiner Wiesenknopf	Rosaceae	1	4	0
<i>Schinus molle</i>	Peruanischer Pfefferbaum	Anacardiaceae	1	0	7
<i>Shorea robusta</i>	Salbaum	Dipterocarpaceae	1	4	0
<i>Shorea stenoptera</i>	Illipe	Dipterocarpaceae	1	4	0
<i>Silybum marianum</i>	Mariendistel	Asteraceae	1	4	0
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Lapacho	Bignoniaceae	1	0	7
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	Löwenzahn	Asteraceae	1	0	7
<i>Tilia cordata</i>	Winterlinde	Tiliaceae	1	0	7
<i>Tropaeolum majus</i>	Kapuzinerkresse	Tropaeolaceae	1	4	0
<i>Ulmus minor</i>	Feldulme	Ulmaceae	1	0	7
<i>Vaccinium corymbosum</i>	Amerikanische Blaubeere	Ericaceae	1	0	7
<i>Valeriana officinalis</i>	Gemeiner Baldrian	Valerianaceae	1	0	7
<i>Vigna angularis</i>	Adzuki-Bohne	Fabaceae	1	4	0
Σ=280					

Tab. III: Rangliste der verzehrten Pflanzenarten sortiert nach der Differenz zwischen den prozentualen Anteilen der Nennungen durch Omnivore bzw. Vegetarier/Veganer. Negative Differenzen (rot) zeigen Pflanzenarten, welche zum entsprechend größeren Anteil von Vegetariern/Veganern verzehrt wurden, positive Differenzen (grün) zeigen Pflanzenarten, welche zum entsprechend größeren Anteil von Omnivoren verzehrt wurden. Werte aufsteigend sortiert.

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Nennungen	omnivor [%]	vegetar. / vegan [%]	Dif. [%]
<i>Cucurbita pepo</i>	Zucchini	27	57	100	-43
<i>Cucumis melo</i>	Zuckermelone	14	22	64	-43
<i>Salvia hispanica</i>	Mexikanische Chia	12	17	57	-40
<i>Glycyrrhiza glabra</i>	Süßholz	20	39	79	-39
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinake	10	13	50	-37
<i>Ipomoea batatas</i>	Süßkartoffel	18	35	71	-37
<i>Curcuma longa</i>	Kurkuma	26	57	93	-36
<i>Allium ursinum</i>	Bärlauch	13	22	57	-35
<i>Cicer arietinum</i>	Kichererbse	21	43	79	-35
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel	8	9	43	-34
<i>Solanum melongena</i>	Aubergine	24	52	86	-34
<i>Lavandula angustifolia</i>	Lavendel	11	17	50	-33
<i>Paullinia cupana</i>	Guarana	11	17	50	-33
<i>Pyrus communis</i>	Birnbaum	27	61	93	-32
<i>Zingiber officinale</i>	Ingwer	30	70	100	-30
<i>Agave americana</i>	Agave	9	13	43	-30
<i>Allium fistulosum</i>	Winterzwiebel	25	57	86	-29
<i>Mangifera indica</i>	Mangobaum	25	57	86	-29
<i>Gardenia jasminoides</i>	Gardenie	4	0	29	-29
<i>Leptospermum petersonii</i>	Zitronenmyrte	4	0	29	-29
<i>Malva sylvestris</i>	Wilde Malve	4	0	29	-29
<i>Marrubium vulgare</i>	Gewöhnlicher Andorn	4	0	29	-29
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Schmalblättr. Doppelrauke	28	65	93	-28
<i>Achillea millefolium</i>	Schafgarbe	7	9	36	-27
<i>Chenopodium quinoa</i>	Quinoa	7	9	36	-27
<i>Ocimum tenuiflorum</i>	Indisches Basilikum	7	9	36	-27
<i>Aspalathus linearis</i>	Rooibos	15	30	57	-27
<i>Pimpinella anisum</i>	Anis	15	30	57	-27
<i>Cucurbita maxima</i>	Riesenkürbis	31	74	100	-26
<i>Gomphrena globosa</i>	Kugelamarant	10	17	43	-25
<i>Levisticum officinale</i>	Liebstockel	18	39	64	-25
<i>Origanum majorana</i>	Majoran	18	39	64	-25
<i>Aronia melanocarpa</i>	Schwarze Apfelbeere	5	4	29	-24
<i>Ocimum x citriodorum</i>	Zitronenbasilikum	5	4	29	-24
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitzwegerich	5	4	29	-24
<i>Armoracia rusticana</i>	Meerrettich	13	26	50	-24
<i>Passiflora edulis</i>	Maracuja	21	48	71	-24
<i>Cerasus vulgaris</i>	Sauerkirsche	16	35	57	-22
<i>Cocos nucifera</i>	Kokospalme	24	57	79	-22
<i>Amygdalus communis</i>	Mandelbaum	32	78	100	-22
<i>Triticum turgidum</i>	Hart-Weizen	32	78	100	-22
<i>Althaea officinalis</i>	Eibisch	3	0	21	-21
<i>Passiflora incarnata</i>	Winterharte Passionsblume	3	0	21	-21
<i>Cichorium intybus</i>	Zichorie	11	22	43	-21
<i>Citrus paradisi</i>	Pampelmuse	11	22	43	-21
<i>Stevia rebaudiana</i>	Süßkraut	11	22	43	-21
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Preiselbeere	11	22	43	-21
<i>Laurus nobilis</i>	Lorbeerbaum	19	43	64	-21
<i>Carthamus tinctorius</i>	Färberdistel	6	9	29	-20
<i>Eucalyptus globulus</i>	Eukalyptus	6	9	29	-20

Fortsetzung Tab. III

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Nenn- ungen	omnivor [%]	vegetar. / vegan [%]	Dif. [%]
<i>Malpighia glabra</i>	Acerolakirsche	6	9	29	-20
<i>Panax ginseng</i>	Ginsengwurzel	6	9	29	-20
<i>Psidium guajava</i>	Guave	6	9	29	-20
<i>Valerianella locusta</i>	Feldsalat	6	9	29	-20
<i>Cinnamomum verum</i>	Ceylon-Zimtbaum	22	52	71	-19
<i>Thymus vulgaris</i>	Echter Thymian	30	74	93	-19
<i>Triticum aestivum</i>	Weich-Weizen/ Dinkel	30	74	93	-19
<i>Acacia senegal</i>	Gummiarabikum-Baum	9	17	36	-18
<i>Bambusa spec.</i>	Bambus	9	17	36	-18
<i>Illicium verum</i>	Sternanis	9	17	36	-18
<i>Melissa officinalis</i>	Zitronenmelisse	9	17	36	-18
<i>Panicum miliaceum</i>	Rispenhirse	9	17	36	-18
<i>Physalis alkekengi</i>	Lampionblume	9	17	36	-18
<i>Elettaria cardamomum</i>	Kardamompflanze	17	39	57	-18
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere	17	39	57	-18
<i>Averrhoa carambola</i>	Sternfrucht	4	4	21	-17
<i>Ginkgo biloba</i>	Ginkgobaum	4	4	21	-17
<i>Manihot esculenta</i>	Maniok	4	4	21	-17
<i>Vitellaria paradoxa</i>	Sheanussbaum	4	4	21	-17
<i>Raphanus sativus</i>	Radisheschen	12	26	43	-17
<i>Satureja hortensis</i>	Bohnenkraut	12	26	43	-17
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Kranbeere	12	26	43	-17
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blaubeere	20	48	64	-16
<i>Allium ampeloprasum</i>	Porree	28	70	86	-16
<i>Coriandrum sativum</i>	Koriander	28	70	86	-16
<i>Hippophaë rhamnoides</i>	Sanddorn	7	13	29	-16
<i>Hyptis spicigera</i>	schwarzer Sesam	7	13	29	-16
<i>Lippia triphylla</i>	Zitronenstrauch	7	13	29	-16
<i>Trigonella foenum-graecum</i>	Bockshornklee	15	35	50	-15
<i>Ananas comosus</i>	Ananas	31	78	93	-15
<i>Arachis hypogaea</i>	Erdnuss	31	78	93	-15
<i>Citrus aurantium</i>	Pomeranze	2	0	14	-14
<i>Cyclopia genistoides</i>	Honigbusch	2	0	14	-14
<i>Impatiens glandulifera</i>	Drüsiges Springkraut	2	0	14	-14
<i>Cola acuminata</i>	Kolanuss	10	22	36	-14
<i>Fagopyrum esculentum</i>	Buchweizen	10	22	36	-14
<i>Ilex paraguariensis</i>	Matestrauch	10	22	36	-14
<i>Carica papaya</i>	Papaya	18	43	57	-14
<i>Juglans regia</i>	Echte Walnuss	26	65	79	-13
<i>Myristica fragrans</i>	Muskatnussbaum	26	65	79	-13
<i>Citrus sinensis</i>	Orange	34	87	100	-13
<i>Lactuca sativa</i>	Kopfsalat	34	87	100	-13
<i>Ocimum basilicum</i>	Basilikum	34	87	100	-13
<i>Eutrema wasabi</i>	Japanischer Meerrettich	5	9	21	-13
<i>Rumex acetosa</i>	Garten-Sauerampfer	5	9	21	-13
<i>Carum carvi</i>	Kümmel	13	30	43	-12
<i>Persea americana</i>	Avocado	21	52	64	-12
<i>Cuminum cyminum</i>	Kreuzkümmel	29	74	86	-12
<i>Olea europaea</i>	Olivenbaum	29	74	86	-12
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere	29	74	86	-12
<i>Cydonia oblonga</i>	Quitte	8	17	29	-11
<i>Phoenix dactylifera</i>	Dattelpalme	8	17	29	-11
<i>Sedum album</i>	Weißer Mauerpfeffer	8	17	29	-11

Fortsetzung Tab. III

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Nenn- ungen	omnivor [%]	vegetar. / vegan [%]	Dif. [%]
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Brombeere	24	61	71	-11
<i>Sesamum indicum</i>	Sesam	32	83	93	-10
<i>Spinacia oleracea</i>	Spinat	32	83	93	-10
<i>Citrus bergamia</i>	Bergamotte	3	4	14	-10
<i>Armeniaca vulgaris</i>	Aprikose	11	26	36	-10
<i>Cynara cardunculus</i>	Artischocke	11	26	36	-10
<i>Citrus deliciosa</i>	Mandarine	19	48	57	-9
<i>Cymbopogon citratus</i>	Zitronengras	19	48	57	-9
<i>Beta vulgaris</i>	Zuckerrübe/ Rote Bete/ Mangold	35	91	100	-9
<i>Brassica napus</i>	Raps/Steckrübe	35	91	100	-9
<i>Brassica oleracea</i>	Blumen-, Weiß-, Grün-, Rot-, Rosenkohl/ Kohlrabi/ Brokko- li/ Wirsing	35	91	100	-9
<i>Brassica nigra</i>	Schwarzer Senf	6	13	21	-8
<i>Diospyros kaki</i>	Kakipflaume	6	13	21	-8
<i>Pinus pinea</i>	Pinie	6	13	21	-8
<i>Vigna radiata</i>	Mungbohne	6	13	21	-8
<i>Nigella sativa</i>	Schwarzkümmel	14	35	43	-8
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder	14	35	43	-8
<i>Anacardium occidentale</i>	Kaschubaum	22	57	64	-8
<i>Ceratonia siliqua</i>	Johannisbrotbaum	22	57	64	-8
<i>Prunus domestica</i>	Pflaumenbaum/ Zwetschge	22	57	64	-8
<i>Acacia seyal</i>	Seyal-Akazie	1	0	7	-7
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus	1	0	7	-7
<i>Actinidia arguta</i>	Japanische Stachelbeere	1	0	7	-7
<i>Actinidia chinensis</i>	Gelbe Kiwi	1	0	7	-7
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Roskastanie	1	0	7	-7
<i>Amaranthus caudatus</i>	Garten-Fuchsschwanz	1	0	7	-7
<i>Arctium lappa</i>	Große Klette	1	0	7	-7
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Bärentraube	1	0	7	-7
<i>Avena sterilis</i>	Wild-Hafer	1	0	7	-7
<i>Bixa orellana</i>	Orlean-Strauch	1	0	7	-7
<i>Brassica juncea</i>	Brauner Senf	1	0	7	-7
<i>Cannabis sativa</i>	Hanf	1	0	7	-7
<i>Cichorium endivia</i>	Endivie	1	0	7	-7
<i>Cinnamomum bejolghota</i>	Indischer Zimt	1	0	7	-7
<i>Cinnamomum burmanii</i>	Indonesischer Zimt	1	0	7	-7
<i>Cinnamomum cassia</i>	Vietnamesischer Zimt	1	0	7	-7
<i>Coffea canephora</i>	Robusta-Kaffee	1	0	7	-7
<i>Cucurbita moschata</i>	Moschuskürbis	1	0	7	-7
<i>Curcuma zedoaria</i>	Zitwerwurzel	1	0	7	-7
<i>Cyclopia subternata</i>	Grüner Honigbusch	1	0	7	-7
<i>Echinacea spec.</i>	Sonnenhut	1	0	7	-7
<i>Empetrum nigrum</i>	Schwarze Krähenbeere	1	0	7	-7
<i>Equisetum arvense</i>	Ackerschachtelhalm	1	0	7	-7
<i>Eruca sativa</i>	Garten-Senf	1	0	7	-7
<i>Filipendula ulmaria</i>	Echtes Mädesüß	1	0	7	-7
<i>Halimione portulacoides</i>	Portulak-Keilmelde	1	0	7	-7
<i>Helianthemum nummularium</i>	Gelbes Sonnenröschen	1	0	7	-7
<i>Hylocereus undatus</i>	Drachenfrucht	1	0	7	-7
<i>Hyssopus officinalis</i>	Ysop	1	0	7	-7
<i>Lepidium meyenii</i>	Maca-Pflanze	1	0	7	-7

Fortsetzung Tab. III

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Nenn- ungen	omnivor [%]	vegetar. / vegan [%]	Dif. [%]
<i>Lycium barbarum</i>	Gemeiner Bocksdorn	1	0	7	-7
<i>Medicago sativa</i>	Luzerne	1	0	7	-7
<i>Mentha x rotundifolia</i>	Apfelminze	1	0	7	-7
<i>Montia perfoliata</i>	Kuba-Spinat	1	0	7	-7
<i>Moringa oleifera</i>	Meerrettichbaum	1	0	7	-7
<i>Morus alba</i>	Weißer Maulbeere	1	0	7	-7
<i>Papaver rhoeas</i>	Klatschmohn	1	0	7	-7
<i>Physalis peruviana</i>	Kapstachelbeere	1	0	7	-7
<i>Populus tremula</i>	Zitterpappel	1	0	7	-7
<i>Primula veris</i>	Wiesenschlüsselblume	1	0	7	-7
<i>Salicornia europaea</i>	Europäischer Queller	1	0	7	-7
<i>Schinus molle</i>	Peruanischer Pfefferbaum	1	0	7	-7
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Lapacho	1	0	7	-7
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	Löwenzahn	1	0	7	-7
<i>Tilia cordata</i>	Winterlinde	1	0	7	-7
<i>Ulmus minor</i>	Feldulme	1	0	7	-7
<i>Vaccinium corymbosum</i>	Amerikanische Blaubeere	1	0	7	-7
<i>Valeriana officinalis</i>	Gemeiner Baldrian	1	0	7	-7
<i>Castanea sativa</i>	Esskastanie	9	22	29	-7
<i>Pistacia vera</i>	Echte Pistazie	9	22	29	-7
<i>Syzygium aromaticum</i>	Gewürznelkenbaum	25	65	71	-6
<i>Avena sativa</i>	Hafer	33	87	93	-6
<i>Corylus spec.</i>	Hasel	33	87	93	-6
<i>Malus sylvestris</i>	Wildapfel	33	87	93	-6
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Rosmarin	33	87	93	-6
<i>Saccharum officinarum</i>	Zuckerrohr	33	87	93	-6
<i>Bertholletia excelsa</i>	Paranuss	4	9	14	-6
<i>Cyanus segetum</i>	Kornblume	4	9	14	-6
<i>Matricaria chamomilla</i>	Echte Kamille	12	30	36	-5
<i>Murraya koenigii</i>	Currybaum	12	30	36	-5
<i>Punica granatum</i>	Granatapfelbaum	12	30	36	-5
<i>Actinidia deliciosa</i>	Kiwi	28	74	79	-5
<i>Glycine max</i>	Sojabohne	36	96	100	-4
<i>Helianthus annuus</i>	Sonnenblume	36	96	100	-4
<i>Secale cereale</i>	Roggen	36	96	100	-4
<i>Theobroma cacao</i>	Kakaobaum	36	96	100	-4
<i>Vanilla planifolia</i>	Echte Vanille	36	96	100	-4
<i>Mentha spicata</i>	Grüne Minze	7	17	21	-4
<i>Ficus carica</i>	Feigenbaum	15	39	43	-4
<i>Rosa canina</i>	Hundsrose	15	39	43	-4
<i>Citrus aurantiifolia</i>	Limette	23	61	64	-3
<i>Linum usitatissimum</i>	Lein	23	61	64	-3
<i>Elaeis guineensis</i>	Ölpalme	31	83	86	-3
<i>Alchemilla spec.</i>	Frauenmantel	2	4	7	-3
<i>Angelica archangelica</i>	Engelwurz	2	4	7	-3
<i>Betula spec.</i>	Birke	2	4	7	-3
<i>Borago officinalis</i>	Gurkenkraut	2	4	7	-3
<i>Copernicia prunifera</i>	Carnauba-Wachspalme	2	4	7	-3
<i>Euterpe oleracea</i>	Kohlpalme	2	4	7	-3
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Kleine Bibernelle	2	4	7	-3
<i>Pyrus pyrifolia</i>	Nashi-Birne	2	4	7	-3
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Brasilianischer Pfefferbaum	2	4	7	-3
<i>Veronica officinalis</i>	Echter Ehrenpreis	2	4	7	-3

Fortsetzung Tab. III

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Nenn- ungen	omnivor [%]	vegetar. / vegan [%]	Dif. [%]
<i>Cyamopsis tetragonoloba</i>	Guarbohne	10	26	29	-2
<i>Macadamia ternifolia</i>	Macadamianuss	10	26	29	-2
<i>Origanum vulgare</i>	Oregano	34	91	93	-2
<i>Anethum graveolens</i>	Dill	29	78	79	0
<i>Foeniculum vulgare</i>	Fenchel	29	78	79	0
<i>Mentha x piperita</i>	Pfefferminze	29	78	79	0
<i>Allium cepa</i>	Zwiebel	37	100	100	0
<i>Citrus limon</i>	Zitrone	37	100	100	0
<i>Lycopersicon esculentum</i>	Tomate	37	100	100	0
<i>Malus domestica</i>	Apfelbaum	37	100	100	0
<i>Oryza sativa</i>	Reis	37	100	100	0
<i>Petroselinum crispum</i>	Petersilie	37	100	100	0
<i>Piper nigrum</i>	Pfeffer	37	100	100	0
<i>Solanum tuberosum</i>	Kartoffel	37	100	100	0
<i>Zea mays</i>	Mais	37	100	100	0
<i>Anthriscus cerefolium</i>	Garten-Kerbel	8	22	21	0
<i>Artemisia dracunculus</i>	Estragon	8	22	21	0
<i>Brassica rapa</i>	Rübsen	8	22	21	0
<i>Juniperus communis</i>	Gemeiner Wacholder	8	22	21	0
<i>Ribes rubrum</i>	Rote Johannisbeere	16	43	43	1
<i>Crocus sativus</i>	Safrankrokus	3	9	7	2
<i>Lens culinaris</i>	Linse	3	9	7	2
<i>Symphytum officinale</i>	Beinwell	3	9	7	2
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Gartenbohne	27	74	71	2
<i>Salvia officinalis</i>	Echter Salbei	22	61	57	4
<i>Abelmoschus esculentus</i>	Okra	1	4	0	4
<i>Alpinia galanga</i>	Großer Galgant	1	4	0	4
<i>Galium odoratum</i>	Echter Waldmeister	1	4	0	4
<i>Garcinia indica</i>	Kokum	1	4	0	4
<i>Hypericum perforatum</i>	Echtes Johanniskraut	1	4	0	4
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Feigenkaktus	1	4	0	4
<i>Pandanus tectorius</i>	Schrauben-Palme	1	4	0	4
<i>Phaseolus coccineus</i>	Feuerbohne	1	4	0	4
<i>Quercus robur</i>	Stieleiche	1	4	0	4
<i>Rhus coriaria</i>	Gerbersumach	1	4	0	4
<i>Sanguisorba minor</i>	Kleiner Wiesenknopf	1	4	0	4
<i>Shorea robusta</i>	Salbaum	1	4	0	4
<i>Shorea stenoptera</i>	Illipe	1	4	0	4
<i>Silybum marianum</i>	Mariendistel	1	4	0	4
<i>Tropaeolum majus</i>	Kapuzinerkresse	1	4	0	4
<i>Vigna angularis</i>	Adzuki-Bohne	1	4	0	4
<i>Apium graveolens</i>	Schnittsellerie	33	91	86	6
<i>Vitis vinifera</i>	Weinrebe	33	91	86	6
<i>Calendula officinalis</i>	Ringelblume	4	13	7	6
<i>Hibiscus sabdariffa</i>	Roselle	20	57	50	7
<i>Coffea arabica</i>	Arabica-Kaffee	28	78	71	7
<i>Allium sativum</i>	Knoblauch	36	100	93	7
<i>Capsicum annuum</i>	Paprika	36	100	93	7
<i>Cucumis sativus</i>	Gurke	36	100	93	7
<i>Daucus carota</i>	Karotte	36	100	93	7
<i>Papaver somniferum</i>	Schlafmohn	15	43	36	8
<i>Sinapis alba</i>	Weißer Senf	31	87	79	8
<i>Gossypium spec.</i>	Baumwolle	2	9	0	9

Fortsetzung Tab. III

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Nenn- ungen	omnivor [%]	vegetar. / vegan [%]	Dif. [%]
<i>Helianthus tuberosus</i>	Topinambur	2	9	0	9
<i>Sorbus aucuparia</i>	Vogelbeere	2	9	0	9
<i>Musa x paradisiaca</i>	Banane	34	96	86	10
<i>Acer saccharum</i>	Zuckerahorn	5	17	7	10
<i>Pisum sativum</i>	Erbse	29	83	71	11
<i>Asparagus officinalis</i>	Garten-Spargel	8	26	14	12
<i>Camellia sinensis</i>	Teestrauch	24	70	57	12
<i>Capparis spinosa</i>	Kapernstrauch	3	13	0	13
<i>Cornus mas</i>	Kornelkirsche	3	13	0	13
<i>Pinus mugo</i>	Bergkiefer	3	13	0	13
<i>Cerasus avium</i>	Süßkirsche	6	22	7	15
<i>Persica vulgaris</i>	Pfirsich	22	65	50	15
<i>Allium schoenoprasum</i>	Schnittlauch	30	87	71	16
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen	30	87	71	16
<i>Tilia tomentosa</i>	Silberlinde	4	17	0	17
<i>Fragaria x ananassa</i>	Erdbeere	28	83	64	18
<i>Lepidium sativum</i>	Gartenkresse	7	26	7	19
<i>Rheum x hybridum</i>	Rhabarber	10	35	14	20
<i>Vicia faba</i>	Acker-Bohne	18	57	36	21
<i>Capsicum spec.</i>	Chili	29	87	64	23
<i>Hordeum vulgare</i>	Saat-Gerste	28	87	57	30

Tab. IV: Liste aller verzehrten Pflanzenarten den jeweiligen Pflanzenfamilien zugeordnet mit Angabe der Artenanzahl innerhalb jeder Familie.

Familie	Anzahl Arten
Aceraceae - Ahorngewächse	1
<i>Acer saccharum</i> - Zuckerahorn	
Actinidiaceae - Strahlengriffelgewächse	3
<i>Actinidia arguta</i> - Japanische Stachelbeere	
<i>Actinidia chinensis</i> - Gelbe Kiwi	
<i>Actinidia deliciosa</i> - Kiwi	
Agavaceae - Agavengewächse	1
<i>Agave americana</i> - Agave	
Alliaceae - Lauchgewächse	6
<i>Allium ampeloprasum</i> - Porree	
<i>Allium cepa</i> - Zwiebel	
<i>Allium fistulosum</i> - Winterzwiebel	
<i>Allium sativum</i> - Knoblauch	
<i>Allium schoenoprasum</i> - Schnittlauch	
<i>Allium ursinum</i> - Bärlauch	
Amaranthaceae - Fuchsschwanzgewächse	3
<i>Amaranthus caudatus</i> - Garten-Fuchsschwanz	
<i>Gomphrena globosa</i> - Kugelamarant	
<i>Halimione portulacoides</i> - Portulak-Keilmelde	
Anacardiaceae - Sumachgewächse	6
<i>Anacardium occidentale</i> - Kaschubaum	
<i>Mangifera indica</i> - Mangobaum	
<i>Pistacia vera</i> - Echte Pistazie	
<i>Rhus coriaria</i> - Gerbersumach	
<i>Schinus molle</i> - Peruanischer Pfefferbaum	
<i>Schinus terebinthifolius</i> - Brasilianischer Pfefferbaum	
Apiaceae - Doldenblütler	14
<i>Anethum graveolens</i> - Dill	
<i>Angelica archangelica</i> - Engelwurz	
<i>Anthriscus cerefolium</i> - Garten-Kerbel	
<i>Apium graveolens</i> - Schnittsellerie	
<i>Carum carvi</i> - Kümmel	
<i>Coriandrum sativum</i> - Koriander	
<i>Cuminum cyminum</i> - Kreuzkümmel	
<i>Daucus carota</i> - Karotte	
<i>Foeniculum vulgare</i> - Fenchel	
<i>Levisticum officinale</i> - Liebstöckel	
<i>Pastinaca sativa</i> - Pastinake	
<i>Petroselinum crispum</i> - Petersilie	
<i>Pimpinella anisum</i> - Anis	
<i>Pimpinella saxifraga</i> - Kleine Bibernelle	
Aquifoliaceae - Stechpalmengewächse	1
<i>Ilex paraguariensis</i> - Matestrauch	
Araceae - Aronstabgewächse	1
<i>Acorus calamus</i> - Kalmus	
Araliaceae - Araliengewächse	1
<i>Panax ginseng</i> – Ginsengwurzel	

Fortsetzung Tab. IV

Familie	Anzahl Arten
Arecaceae - Palmengewächse	5
<i>Cocos nucifera</i> - Kokospalme	
<i>Copernicia prunifera</i> - Carnauba-Wachspalme	
<i>Elaeis guineensis</i> - Ölpalme	
<i>Euterpe oleracea</i> - Kohlpalme	
<i>Phoenix dactylifera</i> - Dattelpalme	
Asparagaceae - Spargelgewächse	1
<i>Asparagus officinalis</i> - Garten-Spargel	
Asteraceae - Korbblütler	17
<i>Achillea millefolium</i> - Schafgarbe	
<i>Arctium lappa</i> - Große Klette	
<i>Artemisia dracunculus</i> - Estragon	
<i>Calendula officinalis</i> - Ringelblume	
<i>Carthamus tinctorius</i> - Färberdistel	
<i>Cichorium endivia</i> - Endivie	
<i>Cichorium intybus</i> - Zichorie	
<i>Cyanus segetum</i> - Kornblume	
<i>Cynara cardunculus</i> - Artischocke	
<i>Echinacea spec.</i> - Sonnenhut	
<i>Helianthus annuus</i> - Sonnenblume	
<i>Helianthus tuberosus</i> - Topinambur	
<i>Lactuca sativa</i> - Kopfsalat	
<i>Matricaria chamomilla</i> - Echte Kamille	
<i>Silybum marianum</i> - Mariendistel	
<i>Stevia rebaudiana</i> - Süßkraut	
<i>Taraxacum officinale</i> agg. - Löwenzahn	
Balsaminaceae - Balsaminengewächse	1
<i>Impatiens glandulifera</i> - Drüsiges Springkraut	
Betulaceae - Birkengewächse	1
<i>Betula spec.</i> - Birke	
Bignoniaceae - Trompetenbaumgewächse	1
<i>Tabebuia impetiginosa</i> - Lapacho	
Bixaceae - Orleansbaumgewächse	1
<i>Bixa orellana</i> - Orlean-Strauch	
Boraginaceae - Raublattgewächse	2
<i>Borago officinalis</i> - Gurkenkraut	
<i>Symphytum officinale</i> - Beinwell	
Brassicaceae - Kreuzblütler	13
<i>Armoracia rusticana</i> - Meerrettich	
<i>Brassica juncea</i> - Brauner Senf	
<i>Brassica napus</i> - Raps/Steckrübe	
<i>Brassica nigra</i> - Schwarzer Senf	
<i>Brassica oleracea</i> - Blumen-, Weiß-, Grün-, Rot-, Rosenkohl/ Kohlrabi/ Brokkoli/ Wirsing	
<i>Brassica rapa</i> - Rübsen	
<i>Diplotaxis tenuifolia</i> - Schmalblättrige Doppelrauke	
<i>Eruca sativa</i> - Garten-Senf	
<i>Eutrema wasabi</i> - Japanischer Meerrettich	
<i>Lepidium meyenii</i> - Maca-Pflanze	
<i>Lepidium sativum</i> - Gartenkresse	
<i>Raphanus sativus</i> - Radieschen	
<i>Sinapis alba</i> - Weißer Senf	

Fortsetzung Tab. IV

Familie	Anzahl Arten
Bromeliaceae - Bromeliengewächse	1
<i>Ananas comosus</i> - Ananas	
Cactaceae - Kakteengewächse	2
<i>Hylocereus undatus</i> - Drachenfrucht	
<i>Opuntia ficus-indica</i> - Feigenkaktus	
Cannabaceae - Hanfgewächse	2
<i>Cannabis sativa</i> - Hanf	
<i>Humulus lupulus</i> - Hopfen	
Capparaceae - Kaperngewächse	1
<i>Capparis spinosa</i> - Kapernstrauch	
Caprifoliaceae - Geißblattgewächse	1
<i>Sambucus nigra</i> - Schwarzer Holunder	
Caricaceae - Melonenbaumgewächse	1
<i>Carica papaya</i> - Papaya	
Chenopodiaceae - Gänsefußgewächse	4
<i>Beta vulgaris</i> - Zuckerrübe/ Rote Bete/ Mangold	
<i>Chenopodium quinoa</i> - Quinoa	
<i>Salicornia europaea</i> - Europäischer Queller	
<i>Spinacia oleracea</i> - Spinat	
Cistaceae - Zistrosengewächse	1
<i>Helianthemum nummularium</i> - Gelbes Sonnenröschen	
Clusiaceae - Hartheugewächse	1
<i>Garcinia indica</i> - Kokum	
Convolvulaceae - Windengewächse	1
<i>Ipomoea batatas</i> - Süßkartoffel	
Cornaceae - Hartriegelgewächse	1
<i>Cornus mas</i> - Kornelkirsche	
Corylaceae - Haselnussgewächse	1
<i>Corylus spec.</i> - Hasel	
Crassulaceae - Dickblattgewächse	1
<i>Sedum album</i> - Weißer Mauerpfeffer	
Cucurbitaceae - Kürbisgewächse	5
<i>Cucumis melo</i> - Zuckermelone	
<i>Cucumis sativus</i> - Gurke	
<i>Cucurbita maxima</i> - Riesen Kürbis	
<i>Cucurbita moschata</i> - Moschuskürbis	
<i>Cucurbita pepo</i> - Zucchini	
Cupressaceae - Zypressengewächse	1
<i>Juniperus communis</i> - Gemeiner Wacholder	
Dipterocarpaceae - Flügelfruchtgewächse	2
<i>Shorea robusta</i> - Salbaum	
<i>Shorea stenoptera</i> - Illipe	
Ebenaceae - Ebenholzgewächse	1
<i>Diospyros kaki</i> - Kakipflaume	
Elaeagnaceae - Ölweidengewächse	1
<i>Hippophaë rhamnoides</i> - Sanddorn	
Equisetaceae - Schachtelhalme	1
<i>Equisetum arvense</i> - Ackerschachtelhalm	

Fortsetzung Tab. IV

Familie	Anzahl Arten
Ericaceae - Heidekrautgewächse	6
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i> - Bärentraube	
<i>Empetrum nigrum</i> - Schwarze Krähenbeere	
<i>Vaccinium corymbosum</i> - Amerikanische Blaubeere	
<i>Vaccinium myrtillus</i> - Blaubeere	
<i>Vaccinium oxycoccus</i> - Kranbeere	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> - Preiselbeere	
Euphorbiaceae - Wolfsmilchgewächse	1
<i>Manihot esculenta</i> - Maniok	
Fabaceae - Hülsenfrüchtler	20
<i>Acacia senegal</i> - Gummiarabikum-Baum	
<i>Acacia seyal</i> - Seyal-Akazie	
<i>Arachis hypogaea</i> - Erdnuss	
<i>Aspalathus linearis</i> - Rooibos	
<i>Ceratonia siliqua</i> - Johannisbrotbaum	
<i>Cicer arietinum</i> - Kichererbse	
<i>Cyamopsis tetragonoloba</i> - Guarbohne	
<i>Cyclopia genistoides</i> - Honigbusch	
<i>Cyclopia subternata</i> - Grüner Honigbusch	
<i>Glycine max</i> - Sojabohne	
<i>Glycyrrhiza glabra</i> - Süßholz	
<i>Lens culinaris</i> - Linse	
<i>Medicago sativa</i> - Luzerne	
<i>Phaseolus coccineus</i> - Feuerbohne	
<i>Phaseolus vulgaris</i> - Gartenbohne	
<i>Pisum sativum</i> - Erbse	
<i>Trigonella foenum-graecum</i> - Bockshornklee	
<i>Vicia faba</i> - Acker-Bohne	
<i>Vigna angularis</i> - Adzuki-Bohne	
<i>Vigna radiata</i> - Mungbohne	
Fagaceae - Buchengewächse	2
<i>Castanea sativa</i> - Esskastanie	
<i>Quercus robur</i> - Stieleiche	
Ginkgoaceae - Ginkgogewächse	1
<i>Ginkgo biloba</i> - Ginkgobaum	
Grossulariaceae - Stachelbeergewächse	2
<i>Ribes nigrum</i> - Schwarze Johannisbeere	
<i>Ribes rubrum</i> - Rote Johannisbeere	
Hippocastanaceae - Rosskastaniengewächse	1
<i>Aesculus hippocastanum</i> - Rosskastanie	
Hypericaceae - Johanniskrautgewächse	1
<i>Hypericum perforatum</i> - Echtes Johanniskraut	
Illiciaceae - Sternanisgewächse	1
<i>Illicium verum</i> - Sternanis	
Iridaceae - Schwertliliengewächse	1
<i>Crocus sativus</i> - Safrankrokus	
Juglandaceae - Walnussgewächse	1
<i>Juglans regia</i> - Echte Walnuss	

Fortsetzung Tab. IV

Familie	Anzahl Arten
Lamiaceae - Lippenblütler	18
<i>Hyptis spicigera</i> - schwarzer Sesam	
<i>Hyssopus officinalis</i> - Ysop	
<i>Lavandula angustifolia</i> - Lavendel	
<i>Marrubium vulgare</i> - Gewöhnlicher Andorn	
<i>Melissa officinalis</i> - Zitronenmelisse	
<i>Mentha spicata</i> - Grüne Minze	
<i>Mentha x piperita</i> - Pfefferminze	
<i>Mentha x rotundifolia</i> - Apfelminze	
<i>Ocimum basilicum</i> - Basilikum	
<i>Ocimum tenuiflorum</i> - Indisches Basilikum	
<i>Ocimum x citriodorum</i> - Zitronenbasilikum	
<i>Origanum majorana</i> - Majoran	
<i>Origanum vulgare</i> - Oregano	
<i>Rosmarinus officinalis</i> - Rosmarin	
<i>Salvia hispanica</i> - Mexikanische Chia	
<i>Salvia officinalis</i> - Echter Salbei	
<i>Satureja hortensis</i> - Bohnenkraut	
<i>Thymus vulgaris</i> - Echter Thymian	
Lauraceae - Lorbeergewächse	6
<i>Cinnamomum bejolghota</i> - Indischer Zimt	
<i>Cinnamomum burmanii</i> - Indonesischer Zimt	
<i>Cinnamomum cassia</i> - Vietnamesischer Zimt	
<i>Cinnamomum verum</i> - Ceylon-Zimtbaum	
<i>Laurus nobilis</i> - Lorbeerbaum	
<i>Persea americana</i> - Avocado	
Lecythidaceae - Topfruchtgewächse	1
<i>Bertholletia excelsa</i> - Paranuss	
Linaceae - Leingewächse	1
<i>Linum usitatissimum</i> - Lein	
Malpighiaceae - Malpighiengewächse	1
<i>Malpighia glabra</i> - Acerolakirsche	
Malvaceae - Malvengewächse	5
<i>Abelmoschus esculentus</i> - Okra	
<i>Althaea officinalis</i> - Eibisch	
<i>Gossypium spec.</i> - Baumwolle	
<i>Hibiscus sabdariffa</i> - Roselle	
<i>Malva sylvestris</i> - Wilde Malve	
Moraceae - Maulbeergewächse	2
<i>Ficus carica</i> - Feigenbaum	
<i>Morus alba</i> - Weiße Maulbeere	
Moringaceae - Benußgewächse	1
<i>Moringa oleifera</i> - Meerrettichbaum	
Musaceae - Bananengewächse	1
<i>Musa x paradisiaca</i> - Banane	
Myristicaceae - Muskatnussgewächse	1
<i>Myristica fragrans</i> – Muskatnussbaum	
Myrtaceae - Myrtengewächse	4
<i>Eucalyptus globulus</i> - Eukalyptus	
<i>Leptospermum petersonii</i> - Zitronenmyrte	
<i>Psidium guajava</i> - Guave	
<i>Syzygium aromaticum</i> - Gewürznelkenbaum	

Fortsetzung Tab. IV

Familie	Anzahl Arten
Oleaceae - Ölbaumgewächse	1
<i>Olea europaea</i> - Olivenbaum	
Orchidaceae - Orchideengewächse	1
<i>Vanilla planifolia</i> - Echte Vanille	
Oxalidaceae - Sauerkleegewächse	1
<i>Averrhoa carambola</i> - Sternfrucht	
Pandanaceae - Schraubenbaumgewächse	1
<i>Pandanus tectorius</i> - Schrauben-Palme	
Papaveraceae - Mohngewächse	2
<i>Papaver rhoeas</i> - Klatschmohn	
<i>Papaver somniferum</i> - Schlafmohn	
Passifloraceae - Passionsblumengewächse	2
<i>Passiflora edulis</i> - Maracuja	
<i>Passiflora incarnata</i> - Winterharte Passionsblume	
Pedaliaceae - Sesamgewächse	1
<i>Sesamum indicum</i> - Sesam	
Pinaceae - Kieferngewächse	2
<i>Pinus mugo</i> - Bergkiefer	
<i>Pinus pinea</i> - Pinie	
Piperaceae - Pfeffergewächse	1
<i>Piper nigrum</i> - Pfeffer	
Plantaginaceae - Wegerichgewächse	1
<i>Plantago lanceolata</i> - Spitzwegerich	
Poaceae - Süßgräser	12
<i>Avena sativa</i> - Hafer	
<i>Avena sterilis</i> - Wild-Hafer	
<i>Bambusa spec.</i> - Bambus	
<i>Cymbopogon citratus</i> - Zitronengras	
<i>Hordeum vulgare</i> - Saat-Gerste	
<i>Oryza sativa</i> - Reis	
<i>Panicum miliaceum</i> - Rispenhirse	
<i>Saccharum officinarum</i> - Zuckerrohr	
<i>Secale cereale</i> - Roggen	
<i>Triticum aestivum</i> - Weich-Weizen/ Dinkel	
<i>Triticum turgidum</i> - Hart-Weizen/ Khorassan-Weizen	
<i>Zea mays</i> - Mais	
Polygonaceae - Knöterichgewächse	3
<i>Fagopyrum esculentum</i> - Buchweizen	
<i>Rheum x hybridum</i> - Rhabarber	
<i>Rumex acetosa</i> - Garten-Sauerampfer	
Portulacaceae - Portulakgewächse	1
<i>Montia perfoliata</i> - Kuba-Spinat	
Primulaceae - Primelgewächse	1
<i>Primula veris</i> – Wiesenschlüsselblume	

Fortsetzung Tab. IV

Familie	Anzahl Arten
Proteaceae - Silberbaumgewächse	1
<i>Macadamia ternifolia</i> - Macadamianuss	
Punicaceae - Granatapfelgewächse	1
<i>Punica granatum</i> - Granatapfelbaum	
Ranunculaceae - Hahnenfußgewächse	1
<i>Nigella sativa</i> - Schwarzkümmel	
Rosaceae - Rosengewächse	20
<i>Alchemilla spec.</i> - Frauenmantel	
<i>Amygdalus communis</i> - Mandelbaum	
<i>Armeniaca vulgaris</i> - Aprikose	
<i>Aronia melanocarpa</i> - Schwarze Apfelbeere	
<i>Cerasus avium</i> - Süßkirsche	
<i>Cerasus vulgaris</i> - Sauerkirsche	
<i>Cydonia oblonga</i> - Quitte	
<i>Filipendula ulmaria</i> - Echtes Mädesüß	
<i>Fragaria x ananassa</i> - Erdbeere	
<i>Malus domestica</i> - Apfelbaum	
<i>Malus sylvestris</i> - Wildapfel	
<i>Persica vulgaris</i> - Pfirsich	
<i>Prunus domestica</i> - Pflaumenbaum	
<i>Pyrus communis</i> - Birnbaum	
<i>Pyrus pyrifolia</i> - Nashi-Birne	
<i>Rosa canina</i> - Hundsrose	
<i>Rubus fruticosus</i> agg. - Brombeere	
<i>Rubus idaeus</i> - Himbeere	
<i>Sanguisorba minor</i> - Kleiner Wiesenknopf	
<i>Sorbus aucuparia</i> - Vogelbeere	
Rubiaceae - Rötengewächse	4
<i>Coffea arabica</i> - Arabica-Kaffee	
<i>Coffea canephora</i> - Robusta-Kaffee	
<i>Galium odoratum</i> - Echter Waldmeister	
<i>Gardenia jasminoides</i> - Gardenie	
Rutaceae - Rautengewächse	8
<i>Citrus aurantiifolia</i> - Limette	
<i>Citrus aurantium</i> - Pomeranze	
<i>Citrus bergamia</i> - Bergamotte	
<i>Citrus deliciosa</i> - Mandarine	
<i>Citrus limon</i> - Zitrone	
<i>Citrus paradisi</i> - Pampelmuse	
<i>Citrus sinensis</i> - Orange	
<i>Murraya koenigii</i> - Currybaum	
Salicaceae - Weidengewächse	1
<i>Populus tremula</i> - Zitterpappel	
Sapindaceae - Seifenbaumgewächse	1
<i>Paullinia cupana</i> - Guarana	
Sapotaceae - Sapotengewächse	1
<i>Vitellaria paradoxa</i> - Sheanussbaum	
Scrophulariaceae - Braunwurzgewächse	1
<i>Veronica officinalis</i> - Echter Ehrenpreis	

Fortsetzung Tab. IV

Familie	Anzahl Arten
Solanaceae - Nachtschattengewächse	8
<i>Capsicum annuum</i> - Paprika	
<i>Capsicum spec.</i> - Chili	
<i>Lycium barbarum</i> - Gemeiner Bocksdorn	
<i>Lycopersicon esculentum</i> - Tomate	
<i>Physalis alkekengi</i> - Lampionblume	
<i>Physalis peruviana</i> - Kapstachelbeere	
<i>Solanum melongena</i> - Aubergine	
<i>Solanum tuberosum</i> - Kartoffel	
Sterculiaceae - Sterculiengewächse	2
<i>Cola acuminata</i> - Kolanuss	
<i>Theobroma cacao</i> - Kakaobaum	
Theaceae - Teestrauchgewächse	1
<i>Camellia sinensis</i> - Teestrauch	
Tiliaceae - Lindengewächse	2
<i>Tilia cordata</i> - Winterlinde	
<i>Tilia tomentosa</i> - Silberlinde	
Tropaeolaceae - Kapuzinerkressengewächse	1
<i>Tropaeolum majus</i> - Kapuzinerkresse	
Ulmaceae - Ulmengewächse	1
<i>Ulmus minor</i> - Feldulme	
Urticaceae - Brennesselgewächse	1
<i>Urtica dioica</i> - Große Brennessel	
Valerianaceae - Baldriangewächse	2
<i>Valeriana officinalis</i> - Gemeiner Baldrian	
<i>Valerianella locusta</i> - Feldsalat	
Verbenaceae - Eisenkrautgewächse	1
<i>Lippia triphylla</i> - Zitronenstrauch	
Vitaceae - Weinrebengewächse	1
<i>Vitis vinifera</i> - Weinrebe	
Zingiberaceae - Ingwergewächse	5
<i>Alpinia galanga</i> - Großer Galgant/ Thai-Ingwer	
<i>Curcuma longa</i> - Kurkuma	
<i>Curcuma zedoaria</i> - Zitwerwurzel	
<i>Elettaria cardamomum</i> - Kardamompflanze	
<i>Zingiber officinale</i> - Ingwer	
	Σ = 280

Tabelle folgende Seiten:

Tab. V: Gesamte Artenliste aller verzehrten Pflanzenarten mit Angabe der jeweils verzehrten Arten der einzelnen Probanden (Nr. 1 – 37). Angaben zu den Probanden: Geschlecht: weiblich (w), männlich (m); Ernährungsweise: omnivor (o), vegetarisch (v), vegan (vn); Alter (19 – 56 Jahre).

Wissenschaftl. Artname		Dt. Artname	Alter	Probanden Nr.																																					
				Geschlecht																		Ernährungsweise																			
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	
<i>Abelmoschus esculentus</i>	Okra																																								
<i>Acacia senegal</i>	Gummiarabikum-Baum	x	x	x						x			x																												
<i>Acacia seyal</i>	Seyal-Akazie																																								
<i>Acer saccharum</i>	Zuckerahorn								x		x																														
<i>Achillea millefolium</i>	Schafgarbe	x					x	x											x																						
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus																																								
<i>Actinidia arguta</i>	Japanische Stachelbeere																																								
<i>Actinidia chinensis</i>	Gelbe Kiwi																																								
<i>Actinidia deliciosa</i>	Kiwi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Roskastanie																																								
<i>Agave americana</i>	Agave																																								
<i>Alchemilla spec.</i>	Frauenmantel																																								
<i>Allium ampeloprasum</i>	Porree	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Allium cepa</i>	Zwiebel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Allium fistulosum</i>	Winterzwiebel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Allium sativum</i>	Knoblauch	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Allium schoenoprasum</i>	Schnittlauch	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Allium ursinum</i>	Bärlauch	x																																							
<i>Alpinia galanga</i>	Großer Galgant																																								
<i>Althaea officinalis</i>	Eibisch	x																																							
<i>Amaranthus caudatus</i>	Garten-Fuchsschwanz																																								
<i>Amgadalus communis</i>	Mandelbaum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anacardium occidentale</i>	Kaschubaum		x																																						
<i>Ananas comosus</i>	Ananas		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anethum graveolens</i>	Dill	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Angelica archangelica</i>	Engelwurz																																								
<i>Anthriscus cerefolium</i>	Garten-Kerbel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Apium graveolens</i>	Schnittsellerie	x	x																																						
<i>Arachis hypogaea</i>	Erdnuss	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Arctium lappa</i>	Große Klette																																								
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Bärentraube																																								
<i>Armenia vulgaris</i>	Aprikose		x																																						
<i>Armoracia rusticana</i>	Meerrettich		x																																						
<i>Aronia melanocarpa</i>	Schwarze Apfelbeere	x	x																																						
<i>Artemisia dracunculus</i>	Estragon																																								
<i>Aspalathus linearis</i>	Roobos																																								
<i>Asparagus officinalis</i>	Garten-Spargel		x																																						

261

Probanden Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	
Geschlecht	Ernährungsweise	w	m	m	w	w	w	m	m	m	w	m	m	m	m	m	m	w	w	m	w	w	w	w	m	m	w	w	m	m	w	w	m	m	w	w	m	w	
		v	o	v	o	v	o	o	o	o	o	o	o	o	v	o	o	o	o	o	o	o	v	vn	v	o	o	o	v	o	o	vn	o	o	v	o	o		
Dt. Artname	Wissenschaftl. Artname	Alter																																					
Ackerschachtelhalm	<i>Equisetum arvense</i>		x																																				
Garten-Senfrauke	<i>Eruca sativa</i>																																						
Eukalyptus	<i>Eucalyptus globulus</i>	x				x					x				x												x												
Kohlpalme	<i>Euterpe oleracea</i>		x																																				
Japanischer Meerrettich	<i>Eutrema wasabi</i>					x					x				x																								
Buchweizen	<i>Fagopyrum esculentum</i>					x									x													x											
Feigenbaum	<i>Ficus carica</i>										x																												
Echtes Mädesüß	<i>Filipendula ulmaria</i>																																						
Fenchel	<i>Foeniculum vulgare</i>					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Erdbeere	<i>Fragaria x ananassa</i>					x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x																	
Echter Waldmeister	<i>Galium odoratum</i>		x																																				
Kokum	<i>Garcinia indica</i>		x																																				
Gardenie	<i>Gardenia jasminoides</i>	x																																					
Ginkgobaum	<i>Ginkgo biloba</i>	x																																					
Sojabohne	<i>Glycine max</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Süßholz	<i>Glycyrrhiza glabra</i>	x				x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Kugellamarant	<i>Gomphrena globosa</i>		x																																				
Baumwolle	<i>Gossypium spec.</i>		x																																				
Portulak-keimelde	<i>Halimione portulacoides</i>		x																																				
Gelbes Sonnenröschen	<i>Helianthemum nummularium</i>		x																																				
Sonnenblume	<i>Helianthus annuus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Topinambur	<i>Helianthus tuberosus</i>		x																																				
Roselle	<i>Hibiscus sabdariffa</i>	x	x			x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sanddorn	<i>Hippophaë rhamnoides</i>		x																																				
Saat-Gerste	<i>Hordeum vulgare</i>	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hopfen	<i>Humulus lupulus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Drachenfrucht	<i>Hylocereus undatus</i>		x																																				
Echtes Johanniskraut	<i>Hypericum perforatum</i>		x																																				
schwarzer Sesam	<i>Hyptis spicigera</i>	x																																					
Ysop	<i>Hyssopus officinalis</i>		x																																				
Matestrauch	<i>Ilex paraguariensis</i>					x																																	
Sternanis	<i>Illicium verum</i>					x																																	
Drüsiges Springkraut	<i>Impatiens glandulifera</i>	x																																					
Süßkartoffel	<i>Ipomoea batatas</i>					x	x	x	x																														
Echte Walnuss	<i>Juglans regia</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gemeiner Wacholder	<i>Juniperus communis</i>		x																																				
Kopfsalat	<i>Lactuca sativa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lorbeerbaum	<i>Laurus nobilis</i>					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Wissenschaftl. Artname	Dt. Artname	Alter	Probanden Nr.																																				
			Geschlecht																																				
			Ernährungsweise																																				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37			
<i>Lavandula angustifolia</i>	Lavendel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Lens culinaris</i>	Linse																																						
<i>Lepidium meyenii</i>	Maca-Pflanze																																						
<i>Lepidium sativum</i>	Gartenkresse																																						
<i>Leptospermum petersonii</i>	Zitronenmyrte	x																																					
<i>Levisticum officinale</i>	Liebstockel	x																																					
<i>Linum usitatissimum</i>	Lein	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Lippia triphylla</i>	Zitronenstrauch																																						
<i>Lycium barbarum</i>	Gemeiner Bocksdorn																																						
<i>Lycopersicon esculentum</i>	Tomate	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Macadamia ternifolia</i>	Macadamianuss																																						
<i>Malpighia glabra</i>	Acerolakirsche	x																																					
<i>Malus domestica</i>	Apfelbaum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Malus sylvestris</i>	Wildapfel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Malva sylvestris</i>	Wilde Malve	x																																					
<i>Mangifera indica</i>	Mangobaum																																						
<i>Manihot esculenta</i>	Maniok																																						
<i>Marrubium vulgare</i>	Gewöhnlicher Andorn																																						
<i>Matricaria chamomilla</i>	Echte Kamille																																						
<i>Medicago sativa</i>	Luzerne	x																																					
<i>Melissa officinalis</i>	Zitronenmelisse	x																																					
<i>Mentha spicata</i>	Grüne Minze																																						
<i>Mentha x piperita</i>	Pfefferminze	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Mentha x rotundifolia</i>	Apfelminze																																						
<i>Montia perfoliata</i>	Kuba-Spinat																																						
<i>Moringa oleifera</i>	Meerrettichbaum																																						
<i>Morus alba</i>	Weißer Maulbeere																																						
<i>Murraya koenigii</i>	Currybaum																																						
<i>Musa x paradisiaca</i>	Banane																																						
<i>Myristica fragrans</i>	Muskatnussbaum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Nigella sativa</i>	Schwarzkümmel	x																																					
<i>Ocimum basilicum</i>	Basilikum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Ocimum tenuiflorum</i>	Indisches Basilikum	x																																					
<i>Ocimum x citrtdorum</i>	Zitronenbasilikum	x																																					
<i>Olea europaea</i>	Olivebaum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Feigenkaktus																																						
<i>Origanum majorana</i>	Majoran																																						
<i>Origanum vulgare</i>	Oregano	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			

Probanden Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	
Geschlecht		w	m	m	w	w	w	m	m	m	w	m	m	m	m	m	m	w	w	m	w	w	w	w	m	w	w	m	w	m	w	m	w	w	m	w	m		
Ernährungsweise		v	o	v	v	o	v	o	o	o	o	o	o	o	o	v	o	o	o	o	o	v	vn	v	o	o	o	v	o	o	vn	o	v	v	o	o	o		
Alter		21	22	23	24	24	25	28	52	20	22	26	27	22	19	19	22	21	19	27	24	24	22	19	25	19	25	21	20	20	23	29	19	24	20	25	22	56	
Wissenschaftl. Artnamen	Dt. Artnamen																																						
<i>Oryza sativa</i>	Reis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Panax ginseng</i>	Ginsengwurzel	x					x					x																										x	
<i>Pandanus tectorius</i>	Schrauben-Palme								x																														
<i>Panicum miliaceum</i>	Rispenhirse				x			x	x											x		x																	
<i>Papaver rhoeas</i>	Klatschmohn																																						
<i>Papaver somniferum</i>	Schlafmohn					x			x		x	x	x	x																									
<i>Passiflora edulis</i>	Maracuja	x		x		x	x			x				x	x					x																			
<i>Passiflora incarnata</i>	Winterharte Passionsblume	x																																					
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinake					x	x	x	x																														
<i>Paullinia cupana</i>	Guarana	x			x		x		x											x																			
<i>Persea americana</i>	Avocado				x	x	x							x	x	x																							
<i>Persica vulgaris</i>	Pfirsich																																						
<i>Petroselinum crispum</i>	Petersilie	x	x	x		x					x		x	x	x																								
<i>Phaseolus coccineus</i>	Feuerbohne																																						
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Gartenbohne	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x																								
<i>Phoenix dactylifera</i>	Dattelpalme																																						
<i>Physalis alkekengi</i>	Lampionblume	x				x	x																																
<i>Physalis peruviana</i>	Kapstachelbeere																																						
<i>Physalis peruviana</i>	Kapstachelbeere																																						
<i>Pimpinella anisum</i>	Anis	x				x	x	x																															
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Kleine Bibernelle						x																																
<i>Pinus mugo</i>	Bergkiefer																																						
<i>Pinus pinea</i>	Pinie																																						
<i>Piper nigrum</i>	Pfeffer	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Pistacia vera</i>	Echte Pistazie																																						
<i>Pisum sativum</i>	Erbse	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitzwegerich	x																																					
<i>Populus tremula</i>	Zitterpappel						x																																
<i>Primula veris</i>	Wiesenschlüsselblume																																						
<i>Prunus domestica</i>	Pflaumenbaum/ Zwetschge	x		x	x		x		x	x	x	x	x	x	x																								
<i>Psidium guajava</i>	Guave																																						
<i>Punica granatum</i>	Granatapfelbaum																																						
<i>Pyrus communis</i>	Birnbaum	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x																									
<i>Pyrus pyrifolia</i>	Nashi-Birne																																						
<i>Quercus robur</i>	Stieleiche																																						
<i>Raphanus sativus</i>	Radischeschen																																						
<i>Rheum x hybridum</i>	Rhabarber																																						
<i>Rhus coriaria</i>	Gerbersumach																																						
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere	x	x	x																																			

[illegible]

Probanden Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
Geschlecht		w	m	m	w	w	w	m	m	m	w	m	m	m	m	m	m	m	w	m	w	w	w	w	m	m	w	w	m	m	w	w	m	m	w	w	w	w
Ernährungsweise		v	o	v	v	o	v	o	o	o	o	o	o	o	o	v	o	o	o	o	o	v	vn	v	o	o	o	v	o	o	v	vn	o	o	v	v	o	o
Alter		21	22	23	24	24	25	28	52	20	22	26	27	22	19	19	22	21	19	27	24	24	22	19	25	19	25	21	20	20	23	29	19	24	20	25	22	56
Wissenschaftl. Artname		Dt. Artname																																				
<i>Tropaeolum majus</i>	Kapuzinerkresse	x																																				
<i>Ulmus minor</i>	Feldulme																																					
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel	x				x	x														x																x	
<i>Vaccinium corymbosum</i>	Amerikanische Blaubeere																																					
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blaubeere	x	x	x		x	x						x			x	x	x	x	x	x					x							x	x	x	x	x	
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Kranbeere				x			x														x	x	x									x	x	x	x	x	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Preiselbeere	x				x	x																												x	x	x	x
<i>Valeriana officinalis</i>	Gemeiner Baldrian																																					
<i>Valerianella locusta</i>	Feldsalat																																					
<i>Vanilla planifolia</i>	Echte Vanille	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Veronica officinalis</i>	Echter Ehrenpreis																																					
<i>Vicia faba</i>	Acker-Bohne	x	x					x	x	x	x											x	x			x										x	x	x
<i>Vigna angularis</i>	Adzuki-Bohne																																					
<i>Vigna radiata</i>	Mungbohne	x					x																															
<i>Vitellaria paradoxa</i>	Sheanussbaum																																					
<i>Vitis vinifera</i>	Weinrebe	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Zea mays</i>	Mais	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Zingiber officinale</i>	Ingwer	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Σ=280		123	77	91	110	83	144	125	115	110	97	126	77	60	63	126	49	68	73	74	115	103	82	116	111	88	109	122	105	112	99	172	85	80	99	138	106	135

Sind Botanische Gärten für die Zukunft gerüstet?

Annette Patzelt

Lebendige Vielfalt

Botanische Gärten bieten eine lebendige Vielfalt an Pflanzen, Lebensräumen, Farben, Formen und Düften und sind eine Quelle des Wissens, des Lernens und der Erholung. Als ein Reich der Sinne bieten sie Orte zum Verweilen. Botanische Gärten vermitteln die Faszination der biologischen Vielfalt, zeigen ihre Bedeutung für den Menschen, machen aber auch auf die Gefährdung der Pflanzenwelt aufmerksam und dienen ihrer Erhaltung und Erforschung.

Das Aufgabenspektrum Botanischer Gärten ist breit und reicht von akademischer Lehre über wissenschaftliche Forschung, Arten- und Naturschutz bis zur Bildung der allgemeinen Öffentlichkeit. Die eigentlichen Botanischen Gärten wurden in der Renaissance gegründet und stehen in engem Zusammenhang mit dem Beginn der Naturforschung (BRANDES, 2015).

Die geschichtlich begründete Vielfalt spiegelt sich nach wie vor in der Arbeit von Botanischen Gärten wider. Allerdings haben die Rolle und die Aufgaben Botanischer Gärten in den letzten Jahren eine rasche Weiterentwicklung erfahren. Angesichts der Eskalation von globalen Herausforderungen in Bereichen wie Klimawandel, zerstörten Lebensräumen und Sicherung der langfristigen Nahrungsmittelverfügbarkeit ist es eine Aufgabe von Botanischen Gärten, diese Sachverhalte darzustellen und Lösungen zu erarbeiten und zu unterstützen. Rasche und tiefgreifende Veränderungen, Umweltzerstörung und der Verlust der biologischen Vielfalt im 20. und 21. Jahrhundert haben die Bedeutung der Botanischen Gärten als wichtige Zentren für der Erhalt der Pflanzenvielfalt in Ex-situ-Sammlungen, Bildung und Forschung entscheidend verstärkt. In Reaktion auf die globalen Herausforderungen streben Botanische Gärten deshalb zunehmend an, als Modell für Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit zu handeln, um den globalen Themen unserer Zeit zu begegnen (Abb. 1 und Abb. 2).

Das Potential Botanischer Gärten

Das enorme Potential Botanischer Gärten zur Vermittlung biodiversitätsbezogener Themen ist auch im Rahmen weitgehender nationaler und internationaler politischer Entscheidungen anerkannt worden. Um den großen globalen Herausforderungen und dem raschen Wandel vieler Gesellschaften zu begegnen, müssen wir die Aufgaben Botanischer Gärten hinterfragen. Nur so können wir sicherstellen, dass Botanische Gärten ihre Rolle den neuen Herausforderungen entsprechend wahrnehmen:

- Wie können wir die breite Bevölkerung und die Politik für die Arbeit Botanischer Gärten interessieren und begeistern?
- Wie können Botanische Gärten ihre Aufgaben zwischen Erhaltung und Forschung und öffentlicher Bildung ausbalancieren?
- Inwieweit verwirklichen Botanische Gärten ihren Bildungsauftrag?
- Inwiefern sind Botanische Gärten neben ökologisch-botanisch orientierter Bildungsarbeit offen für interdisziplinäre und globale Bezüge, deren Aufgreifen für ein Verständnis des Verlusts der Biodiversität unerlässlich ist?

Um diesen Fragen nachzugehen, werden im Folgenden die Aufgaben Botanischer Gärten in den Blick genommen.



Abb. 1: Das Besucherzentrum John Hope Gateway des Royal Botanic Garden Edinburgh in Schottland wurde 2009 eröffnet. Das Zentrum wurde unter dem Leitgedanken der Nachhaltigkeit entwickelt und zeichnet sich unter anderem durch eine hohe Ressourceneffizienz in den Bereichen Energie, Wasser und Material aus.



Abb. 2: Die Kunst des wassersparenden Gärtnerns oder “waterwise gardening“ erlangt in den letzten Jahren eine zunehmende Bedeutung. Die Interpretation im wassersparenden Garten des Adelaide Botanic Garden in Australien weist auf ein Umdenken hin zur Kultivierung von trockenresistenten und einheimischen Arten. (Mein Mitarbeiter Saif Al Hatmi hat der Veröffentlichung dieses Bildes zugestimmt).

Botanische Gärten als Orte des Lernens und der Bildung

Das Vermitteln der Faszination, der Bedeutung und des Schutzes pflanzlicher Vielfalt ist ein zentrales Anliegen Botanischer Gärten. Vom schönen und stimulierenden Braunschweiger Garten bis zum spektakulären neuen ‘Gardens by the Bay’ in Singapur oder zum legendären ‘Royal Botanic Gardens Kew’ bei London, empfangen die Botanischen Gärten weltweit über 500 Millionen Besucher pro Jahr (MOUNCE et al., 2017). Deutsche Botanische Gärten werden von

geschätzten 14 Millionen Gästen jährlich besucht und engagieren sich in zahlreichen Bildungsveranstaltungen (HETHKE et. al., 2010). Mit der Präsentation ihrer Sammlungen, Botanischen Ausstellungen, Broschüren und Informationstafeln und durch Führungen wenden sich Botanische Gärten an eine breite Öffentlichkeit und erlauben Begegnungen mit der Welt der Pflanzen und ihrer Schönheit (Abb. 3, Abb. 4, Abb. 5, Abb. 6).



Abb. 3: In den Themenhäusern im Palmengarten in Frankfurt erleben Besucher eine Vielfalt an Pflanzen. Die exotischen Pflanzen faszinieren alle Altersgruppen.

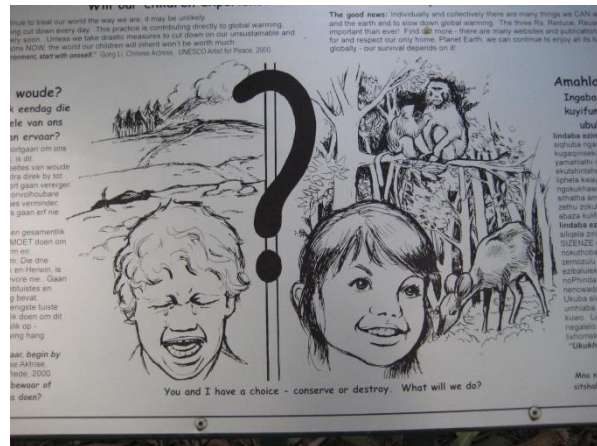


Abb. 4: Im Harold Porter Botanic Garden in Südafrika weisen Informationstafeln auf Zerstörung von Lebensräumen hin.



Abb. 5: Junge Weihrauchpflanzen (*Boswellia sacra*, Burseraceae) im Oman Botanic Garden (Oman). Weihrauch als die ‚berühmteste‘ Pflanze Arabiens ist für viele Besucher von großem Interesse.



Abb. 6: Die farbenfrohen Informationstafeln im Kings Park and Botanic Garden (Perth, Australien) sind ein herausragendes Beispiel für gelungene Interpretation.

Botanische Gärten bieten auch enormes Potential als außerschulische und informelle Lern-erfahrungen. Sie können eine anschauliche, atmosphärisch dichte Vermittlung anbieten und das ökologische und botanische Fachwissen liefern, um die Schlüsselthemen rund um die Pflanzenwelt, deren Gefährdung und die Bemühungen um den Erhalt der pflanzlichen Biodiversität zu vermitteln (HETHKE et al., 2010). Gerade das Potential und die Chancen informellen Lernens werden vielfach noch unterschätzt.

Die hohe Anzahl von Besuchern aller Altersgruppen und die konzentrierte Pflanzenvielfalt bergen ein hohes – teilweise leider noch zu wenig genutztes – Potential. Botanische Gärten können als Horte der pflanzlichen Biodiversität für moderne Bildungskonzepte nicht nur wichtige Kooperationspartner sein, sondern auch über biologische Themen hinaus globale Themen aufgreifen. Für das Verständnis von globalen Systemen können weit mehr als botanische Zusammenhänge verdeutlicht werden. Botanische Gärten haben direkten Bezug zum Alltag der Besucher und können in Bildungsveranstaltungen Ausgangspunkt und Forum sein für die politischen, sozialen, ökonomischen und ökologischen Dimensionen des Themas 'Erhaltung und Nutzung von pflanzlicher Biodiversität' (HETHKE et al., 2010).

Gemeinsam mit Zoologischen Gärten und Naturkundemuseen sind Botanische Gärten die Orte, die am besten geeignet sind, über die Zukunft der Biodiversität zu informieren und Foren zur Diskussion, zur Inspiration und zur Weiterbildung anzubieten. Der dauerhafte Erfolg der wissenschaftlichen und gärtnerischen Anstrengungen hängt jedoch stark davon ab, inwieweit sich die breite Bevölkerung mit einem Garten identifiziert und bereit ist, sich für lokale wie auch globale Themen zu interessieren.

Erhaltung und Erforschung bedrohter und seltenen Pflanzenarten

Botanische Gärten leisten mit dem Aufbau und der Pflege ihrer Pflanzensammlungen einen bedeutsamen Beitrag, die Biodiversität zu erhalten. Derzeit wird von mindestens 350,699 Pflanzenarten weltweit ausgegangen. Es werden rund 65 % aller Gattungen, mehr als 90 % aller Pflanzenfamilien und mit 105,634 Arten mindestens ein Drittel aller Arten in Botanischen Gärten kultiviert (MOUNCE et al., 2017). In Deutschland kultivieren 95 Gärten etwa 50.000 Pflanzenarten (HETHKE et. al., 2010).

Die reichen Sammlungen sind nach Lebensräumen, geographischen Aspekten, ökologischen Ansprüchen, systematischen Kriterien oder dem Nutzen für den Menschen in unterschiedliche Bereiche eingeteilt (Abb. 7, Abb. 8, Abb. 9).



Abb. 7: Der Botanische Garten München-Nymphenburg gehört mit über 350.000 Besuchern im Jahr zu den bedeutendsten botanischen Gärten der Welt. Rund 19.600 Arten und Unterarten werden hier kultiviert.



Abb. 8: Der Bauerngarten im Botanischen Garten Braunschweig besteht seit 1985 und ist eine der Hauptattraktionen des Gartens.



Abb. 9: Im Alice Springs Desert Park (Australien) werden einheimische Arten in ihren typischen Habitaten gezeigt.

Botanische Gärten können dem Artensterben etwas entgegensetzen, indem sie Arten erhalten und eine aktive Rolle beim Wiederausbringen gefährdeter Arten in ihren natürlichen Lebensraum spielen (BRANDES, 2015). Aus diesem Grund existieren zum Beispiel die Dahlemer Saatgutbank, die vor allem Wildpflanzen sammelt oder das Leibniz-Institut für Pflanzengenetik und Kulturpflanzenforschung (IPK) mit Zentrum am Standort Gatersleben. Diese Sammlungen, quasi „genetische Schatztruhen“, dienen neben der Sicherung genetischer Ressourcen und der Forschung auch dem Artenschutz. Das Ausbürgern von Pflanzen aus Erhaltungs-Kulturen ist allerdings eine diffizile Angelegenheit. Wichtig ist, in welcher Umgebung man Pflanzen wieder ausbürgert – das ergibt nur Sinn, wenn es wissenschaftlich begleitet wird und es muss gewährleistet sein, dass für diese Pflanzen Überlebenschancen bestehen.

Zum vollständigen Bild der Erhaltung der Artenvielfalt gehören auch Forschungsprogramme zu genetischer Variabilität und Erhaltungsstrategien, die die natürlichen Lebensräume mit einschließen. Als Folge des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) haben die Botanischen Gärten verstärkt die Aufgabe übernommen, Erhaltungs- und Vermehrungskulturen von seltenen und gefährdeten Arten durchzuführen. Die Botanischen Gärten halten weltweit erstaunliche 41 % aller gefährdeten Pflanzenarten in Kultivierung (MOUNCE et al., 2017). Deshalb wird das weltweite Netz der Botanischen Gärten als die größte Hoffnung angesehen, gefährdete und seltene Arten zu erhalten. Dank Botanischer Gärten liegt technisch gesehen kaum ein Grund vor, warum eine Art aussterben sollte, da Gärten mit ihrer erstaunlichen Artenvielfalt und ihrem gärtnerischen Können absolut und direkt dem Aussterben von Pflanzenarten entgegenwirken können.

In den Gärten weltweit sind Pflanzenarten jedoch ungleich repräsentiert. Ein großer Teil der Botanischen Gärten befindet sich in Europa und Nordamerika, also in der temperaten Zone, während die überwältigende Mehrheit an Blütenpflanzen in den Tropen sowie in der südlichen Hemisphäre zu finden ist. Die Pflanzen der nördlichen Hemisphäre sind mit 93 % überdurchschnittlich oft in Gärten repräsentiert, während 76 % der fehlenden Arten aus den Tropen stammen (MOUNCE et al., 2017). Mit der Entwicklung neuer Botanischer Gärten in den Tropen und Subtropen wird versucht, dem bestehenden Ungleichgewicht entgegenzuwirken. Eine Reihe neuer Botanischer Gärten widmet sich der Aufgabe, sich auf einheimische Arten einer Region oder eines Landes zu konzentrieren. So werden im ‘Oman Botanic Garden’ (Oman) ausschließlich Pflanzen aus Oman kultiviert, die in keinem anderen Garten zu finden sind (Abb. 10) (PAT-

ZELT et al., 2008). Der ‘Royal Botanic Gardens Cranbourne’ (Australien) beschränkt sich auf einheimische Arten Australiens.



Abb. 10: Der Oman Botanic Garden spezialisiert sich auf einheimische Arten von Oman, die in ihren typischen Habitaten gezeigt werden, wenn der Garten in einigen Jahren eröffnet. Alle Pflanzen werden am Naturstandort gesammelt und in den Gewächshausanlagen des Gartens angezogen.

Viele Gärten weisen spezialisierte Sammlungen mit Arten auf, die nur in wenigen Gärten kultiviert werden. So zeigt der Wuhan Botanic Garden eine umfangreiche Sammlung von Wasserpflanzen (Abb. 11). In Botanischen Gärten gibt es auch Arten, die in freier Natur bereits ausgestorben sind und nur noch aus Botanischen Gärten bekannt sind – entweder, weil sie in der Natur ausgestorben sind oder dort so selten sind, dass nicht bekannt ist, wie häufig sie noch vorkommen – und wenn ja, wo.



Abb. 11: In den Wassergärten in Wuhan (China) sind viele tropische Sumpf- und Wasserpflanzen in Kultivierung.

Von großem Interesse sind auch die Arten, die derzeit noch nicht oder in sehr wenigen Botanischen Gärten gehalten werden. Dies sind oft schwierig zu kultivierende Arten wie seltene Arten, lokale Endemiten oder parasitäre Arten. So wird das in Deutschland sehr seltene Wald-Nabelnüsschen (*Memoremea scorpioides*, Rauhblattgewächse) immerhin im Botanischen Garten Halle und im Schutzgarten Kappenmühle im Biosphärenreservat Mittelbebe kultiviert (mündl. Mitteilung Prof. Dr. D. Brandes). Noch gar nicht kultiviert ist der winzige Parasit *Pilostyles thurberi* (Apodanthaceae), der nur einige Millimeter lang ist und vollkommen innerhalb des Stammes von Wüstenpflanzen in den südlichen USA und in Mexiko lebt (MOUNCE et al., 2017).

Bislang fehlen auch weitgehend Moose und Lebermoose in Botanischen Gärten: nur 5 % der Arten weltweit befinden sich derzeit in Kultivierung (MOUNCE et al., 2017) und es gibt bisher sehr wenig Erfahrungen mit der Kultur von Moosen in Botanischen Gärten. Im Berliner Botanischen Garten wurde 2006 ein Moosgarten neu eröffnet (Abb. 12). Dazu mussten neue Methoden

entwickelt werden, um die Moose erfolgreich zu kultivieren und die richtigen kleinklimatischen Bedingungen für den Mooswuchs zu schaffen. Um die Moose besser zu betrachten und zu erkennen, können Besucher eine Lupe entleihen.



Abb. 12: Im Botanischen Garten Berlin wird in einem wissenschaftlich gestalteten Freilandgarten die Vielfalt der Moose aufgezeigt.

Es wäre wünschenswert, dass Botanische Gärten sich in Zukunft auch diesen scheinbar weniger attraktiven und unscheinbaren Lebensformen verstärkt widmen. Gerade Moose nehmen in vielen Ökosystemen eine fundamentale Rolle ein und begeistern bei genauer Betrachtung durch ihre Schönheit.

Lehre und Forschung

Botanische Gärten betreiben Genbanken und pflegen Erhaltungskulturen gefährdeter Pflanzenarten und erfüllen somit Aufgaben als Ex-situ-Kollektionen zur Bewahrung der pflanzlichen Vielfalt. Schlüsselthemen sind nicht nur Kenntnisse über Arten und ihre Kultivierung, sondern auch ihre ökologischen Ansprüche, ihre Herkunft, Kulturgeschichte und Verwendung sowie kritische und bedenkliche Aspekte, die zum Nachdenken anregen (Abb. 13; Abb. 14).



Abb. 13: In vielen botanischen Gärten werden auch kritische und bedenkliche Aspekte der Verwendung von Pflanzen aufgezeigt, wie zum Beispiel im Botanischen Garten München-Nymphenburg zum Thema Tropenholz.



Abb. 14: Kenntnisse zur Biologie einzelnen Arten sind für Besucher einfach zugänglich, wie zum Beispiel im Botanischen Garten Braunschweig das Tropenbuch zur Riesenseerose (*Victoria cruziana*).

Für Lehrveranstaltungen und botanische Bestimmungsübungen liefern Botanische Gärten Anschauungsmaterial und kultivieren ein breites Spektrum an Pflanzen. Studierenden verschiedener Fachrichtungen bieten sie die Möglichkeit, die Pflanzenvielfalt unmittelbar kennen zu lernen. In der Forschung gehen Botanische Gärten oft in Zusammenarbeit mit weiteren Institutionen den Fragen nach, warum manche Arten selten sind, während sich andere rasch ausbreiten, wie die Vielfalt der Pflanzen entsteht, welche Bedeutung sie für den Menschen hat und wie zu ihrer Erhaltung beigetragen werden kann. Botanische Gärten sind unverzichtbar für das Erlangen von Arten- und Formenkenntnis in einem Biologie- bzw. Ökologiestudium und anderen verwandten Studiengängen. Es wird angestrebt, einen modernen und praktischen Ansatz auch in der botanischen Lehre zu intensivieren, wie es schon in vielen außeruniversitären Bildungsveranstaltungen aufgegriffen wird. Mit ihren mannigfaltigen Angeboten sind Botanische Gärten eine wichtige Schnittstelle zwischen der Universität und der Bevölkerung. So wird der Rhododendronpark/Botanischer Garten Bremen beispielhaft von der Hochschule Bremen für Kurse des Internationaler Studiengang Technische und Angewandte Biologie (ISTAB) in Verbindung mit den Räumlichkeiten der Grünen Schule in der Botanika für eine Reihe von Aktivitäten genutzt (mündl. Mitteilung Prof. Dr. Dietmar Zacharias):

- jährlich für den Kurs Formenvielfalt Tiere/ Pflanzen II, Teil Biodiversität von Pflanzen und Bestimmungsübungen von Pflanzen (Bachelor 2. Semester)
- in einzelnen Jahren für den Kurs Angewandte Botanik für den Teil Kulturpflanzen (Vermehrungsmethoden von Pflanzen) (Bachelor, 3. Semester)
- bislang wurde einmal das jährlich ausgerichtete "Bremer Treffen zur Biodiversität der Pflanzen und der Pilze" im Botanischen Garten ausgerichtet
- Im Juni 2004 wurde zusammen mit der Zeitschrift GEO ein Event anlässlich des GEO-Tages der Artenvielfalt im Bremer Rhododendronpark durchgeführt

Wenig beachtet - aber von großer Wichtigkeit - ist die Aufgabe Botanischer Gärten als Versuchsanlagen (BRANDES, 2015). Um die Standortansprüche von seltenen und gefährdeten Arten zu untersuchen, wie auch für Experimente zur Sukzession und Konkurrenz sind Botanische Gärten besonders geeignet, da diese Untersuchungen unter kontrollierten Bedingungen und über lange Zeiträume durchgeführt werden können. Die im Botanischen Garten Braunschweig durchgeführten Experimente zu Störungsversuchen und zur Aktivierung der Samenbank sowie die Kultivierungsversuche invasiver Arten, wie zum Beispiel *Impatiens glandulifera* (Drüsiges Springkraut), tragen maßgeblich zum Verständnis von Standortansprüchen und dem Verhalten von Arten bei (BRANDES, 2015).

Die taxonomische Forschung ist eine der wichtigsten Grundlagen jedes erfolgreichen Schutzes der globalen Biodiversität und Botanische Gärten leisten erhebliche Beiträge zur taxonomisch-systematischen Forschung. Leider steht für diese wichtige Rolle zu wenig Personal zur Verfügung und in vielen Gärten wurden finanzielle Mittel in der letzten Dekade nicht mehr bereitgestellt oder zumindest umfassend gekürzt.

Im Botanischen Garten Berlin werden schon seit den frühen 1990er Jahren Forschungen zur Biodiversitätsinformatik und wissenschaftlichen Informationssystemen auf nationaler und internationaler Ebene durchgeführt. Das interdisziplinäre Team von Informatikern, Biologen, Bioinformatikern und Ingenieuren arbeitet an Informationsmodellierung, Metadaten-Standardisierung, Vernetzung von primären Biodiversitätsdaten, Taxonomic Computing sowie Datenarchivierung. Die Entwicklung von Prozessen für das Management von wissenschaftlichen biologischen Sammlungen und für die Durchführung taxonomischer Projekte spielt dabei eine große Rolle.

Andere Gärten fokussieren zum Beispiel auf Forschung an Samen, z.B. Keimverhalten und Lebensdauer und Renaturierungsprozessen ('Kings Park and Botanic Garden', Perth, Australien), oder arbeiten systematisch-ökologisch an der Arten einzelner Länder oder großer Florengebiete, wie z.B. Asien, Südamerika oder Arabien, im 'Royal Botanic Garden Edinburgh' (Großbritannien) oder im 'Oman Botanic Garden'(Oman) (Abb. 15; Abb.16).



Abb. 15: Labor zur Erforschung von Keimverhalten und Lebensdauer von Samen im Kings Park and Botanic Garden (Perth, Australia).



Abb. 16: Botanische Illustration in Vorbereitung einer Publikation im Royal Botanic Garden Edinburgh.

Kultur und Erholung

Botanische Gärten sind innerstädtische Oasen, die Entspannung und Erholung bieten und zum Verweilen und Genießen einladen. Kunstaussstellungen, Lesungen, Theateraufführungen und Konzerte in den Gärten stellen einen lebendigen Bezug zwischen Natur und Kultur her und bereichern das Angebot für die Öffentlichkeit. Heimgärtner werden durch die Pflanzungen für eigene Projekte inspiriert, und viele Gärten demonstrieren gärtnerische Möglichkeiten und ästhetische Kombinationen zur Umsetzung in privaten Gärten (Abb. 17; Abb.18). Gärten bieten zunehmend auch neue Konzepte an, wie etwa das Programm für gärtnerische Therapiekurse im Chicago Botanic Garden (USA) oder wie das Feiern von Hochzeiten.



Links:

Abb. 17: Im Schmuckhof des Botanischen Gartens München-Nymphenburg finden Besucher Ideen für den eigenen Garten.

Unten rechts:

Abb. 18: Viele Gärten demonstrieren gärtnerische Möglichkeiten und ästhetische Arten-Kombinationen für den eigenen Garten (Royal Botanic Garden Edinburgh).



Internationaler Kontext - Botanische Gärten und das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD)

Das enorme Potential Botanischer Gärten zur Vermittlung biodiversitätsbezogener Themen ist auch im Rahmen umfassender internationaler und nationaler politischer Entscheidungen anerkannt worden. Die Weltnaturschutzorganisation World Conservation Union hat die Bedeutung von Botanischen Gärten zur Umsetzung der World Conservation Strategy bereits in den 1980er Jahren herausgestellt (IUCN 1987).

Seit dem Inkrafttreten des 'Übereinkommen über die biologische Vielfalt' (Convention on Biological Diversity; CBD) im Dezember 1993 gab es große Veränderungen in der Biodiversitätspolitik, die einen grundlegenden Einfluss auf die Botanischen Gärten hatten. Das 'Übereinkommen über die biologische Vielfalt' ist das wichtigste, völkerrechtlich verbindliche und weltweit anerkannte Dokument zum Schutz der Biodiversität, und regelt die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt und den gerechten Vorteilsausgleich auf internationaler Ebene.

Im 'Übereinkommen über die biologische Vielfalt' werden drei gleichrangige Ziele verfolgt:

1. Erhalt von Tier- und Pflanzenarten, Lebensräumen und genetischer Diversität
2. Nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen
3. Zugangsregelung und gerechter Ausgleich der sich aus der Nutzung genetischer Ressourcen ergebender Gewinne und Vorteile

Um die internationale Naturschutzpolitik verstärkt auf die Pflanzen zu richten, wurde im April 2002 von der Vertragsstaatenkonferenz der CBD die ‘Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen’ (Global Strategy for Plant Conservation, GSPC) verabschiedet. Bis zum Jahr 2010 sollten 16 Ziele erfüllt werden. Diese Ziele sind 2010 überarbeitet worden und in der GSPC 2011-2020 aktualisiert.

Zur Regelung des Pflanzenaustausches für nicht-kommerzielle Zwecke wurde von Botanischen Gärten des deutschsprachigen Raumes das Netzwerk IPEN (International Plant Exchange Network) entwickelt, das seit 1997 besteht und mittlerweile als führendes europäisches und weltweites Modell für die Regulierung zum Austausch von Pflanzenmaterial gilt.

Die Arbeit der Botanischen Gärten weltweit ist von höchster Bedeutung für das Erreichen der spezifischen Ziele der GSPC sowie für das Erreichen des übergeordneten strategischen Plans für die Erhaltung der Biologischen Vielfalt der CBD. Grundsätzlich gilt: Bildung ist ein entscheidender Grundbaustein für den Erhalt der Biodiversität. Für die Botanischen Gärten wird in der GSPC 2011-2020 der Auftrag der Bildung und Aufklärung der Öffentlichkeit ausdrücklich gefordert.

Auch in der Nationalen Biodiversitätsstrategie der Bundesrepublik Deutschland wird die Wichtigkeit des gesellschaftlichen Bewusstseins über die biologische Diversität und ihrer Gefährdung betont. Der Bildungsauftrag Botanischer Gärten wird explizit zum Ausdruck gebracht mit der Forderung, den Ausbau der Botanischen und Zoologischen Gärten zu Zentren der Biodiversitätsbildung zu stärken (BMU, 2007).

Blick in die Zukunft

Bei all den großen Herausforderungen stellt sich die Frage, ob Botanische Gärten dem Artensterben wirklich etwas entgegensetzen können, oder ob sie das Aussterben nur forschend begleiten können, quasi als Dokumentare der Katastrophe. Dieser brisanten Frage begegnen Gärten dadurch dass sie erstens in zahlreichen Projekten mit sehr vielen Partnern daran arbeiten, Naturschutzstrategien ganz konkret zu entwickeln. Dazu gehört die Restaurierung von Lebensräumen, die Schutzgebietsplanung und das Wiederausbringen von Arten. Anwendungsbezogene wissenschaftliche Grundlagen für Biodiversitätsschutz und nachhaltige Nutzung zu liefern ist eines der Hauptanliegen und ein ganz wesentlicher Aufgabenbereich. Zweitens, in jüngster Zeit in immer stärkerem Maße dazukommend, ist die Öffentlichkeitsarbeit und die Umweltbildung, um das Bewusstsein und die Wertschätzung der breiten Bevölkerung für Biodiversität und deren Erhaltung zu wecken und zu schärfen.

Fast jeder zweite Garten in Deutschland zählt die Umweltbildung zu seinen Aufgaben, aber nur jeder siebte Garten bietet globale, komplexe und vernetzte Themen an. In der Praxis sind 80 % aller Bildungsveranstaltungen deutscher Botanischer Gärten weitgehend disziplinär und erwartungsgemäß klassisch botanisch orientiert, etwa jeder zweite beschäftigt sich mit den Themen Ökologie, Regenwald oder Biodiversität. Modernere Themen wie CBD oder GSPC bieten allerdings nur ca. 2 % der Gärten an (HETHKE et al., 2010). Es gilt, die Arbeit der Botanischen Gärten stärker zu unterstützen, um diesen neuen Themen gerecht zu werden. Botanische Gärten

müssen die Dimensionen ihrer Bildungsangebote verbreitern und sich stärker mit globalen Themen auseinandersetzen.

Auch in Bezug auf die weltweite Klimaveränderung steht Botanischen Gärten noch eine große Aufgabe bevor. Dank ihrer Bildungsrolle können sie anstreben, ein Umdenken im Verhalten der Besucher zu erreichen. Ihre gärtnerische und botanische Expertise ist absolut notwendig, um Ökosysteme weltweit zu erhalten und in der Anpassung an globale Veränderungen zu unterstützen.

Botanische Gärten sind besondere Orte und jeder Garten ist einzigartig. Das besondere Potential der Gärten liegt in der Vielfalt ihrer Pflanzensammlungen, die über Informationen zur Nutzung und zu ökologischen Prozessen einen direkten Bezug zum Leben der Besucher ermöglicht. Die Pflanzensammlungen vieler Botanischer Gärten können Anstoß geben zum Überdenken von Lebensführung- und Konsumgewohnheiten, denn sie zeigen die Biodiversität vieler Länder und die Rohstoff liefernden Pflanzenarten, deren Produkte zum täglichen Konsum gehören.

Es ist empfehlenswert, alle Elemente eines Gartens in regelmäßigen Abständen zu bewerten und eine konkrete und strategische Planung für eine zukünftige Entwicklung durchzuführen (PATZELT & ANDERSON, 2016). Damit kann sichergestellt werden, dass Botanische Gärten ihre Aufgaben zwischen Erhaltung und Forschung einerseits und öffentlicher Bildung andererseits ausbalancieren, ihren Bildungsauftrag verwirklichen und sich zunehmend für interdisziplinäre und globale Themen öffnen.

Zudem eröffnet die besondere Atmosphäre der Sammlungen sinnliche und emotionale Zugänge, die eine anregende Stimmung und Inspiration bewirken können. Grundsätzlich haben Botanische Gärten das Potential, inhaltlich die Aspekte der gefährdeten Biodiversität aufzugreifen und über ihre Pflanzensammlungen eine Brücke zum Alltag und der täglichen Lebenswelt der Besucher zu schlagen.

Wegen der großen Herausforderungen unserer Zeit müssen Botanische Gärten aktiv zeigen, welche botanischen Schätze sie in ihren Sammlungen haben. Sie müssen zeigen, dass eine lebende Pflanze mehr wert ist als eine ausgestorbene, sie müssen ihr immenses gärtnerisches, botanisches und ökologisches Wissen demonstrieren, anwenden und zur Verfügung stellen und sie müssen Hoffnung ausstrahlen, ganz besonders für die junge Generation.

Botanische Gärten können diesen Aufgaben gerecht werden und beweisen, dass sie für die Gesellschaft relevant und von Wert sind. Es gibt viel zu tun – packen wir es an!

Danksagung

Ich bedanke mich herzlichst bei Prof. Dr. Dietmar Brandes, der mich während meines Studiums in Braunschweig in Vorlesungen und Exkursionen für die faszinierende Welt der Pflanzen für immer begeisterte.

Literatur

- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Berlin.
- BRANDES, D. (2016): Entwicklung und Aufgaben der Botanischen Gärten. – Jahrbuch der Braunschweigischen Wissenschaftlichen Gesellschaft für 2015, 359–381.
<http://www.digibib.tu-bs.de/?docid=00063341>.
- HETHKE, M., MENZEL, S. & OVERWIEN, B. (2010): Das Potenzial von botanischen Gärten als Lernorte zum Globalen Lernen. – ZEP: Zeitschrift für internationale Bildungsforschung und Entwicklungspädagogik, 33 (2), 16–20.
- IUCN – International Union of Conservation of Nature. (1987): The IUCN Botanic Gardens Conservation Strategy: a summary. – In: BRAMWELL, D. et al. (Hrsg.): Botanic gardens and the world Conservation Strategy. International Conference 1985. Gran Canaria.
- MOUNCE, R., SMITH, P. & BROCKINGTON, S. (2017): Ex situ conservation of plant diversity in the world's botanic gardens. – Nature Plants, Volume 3, 795–802.
- PATZELT, A., MORRIS, L.M., AL HARTHI, L., AL RASHDI, I. & SPALTON, A. (2008): The Oman Botanic Garden (1): The Vision, early plant collections and propagation. – Sibbaldia 6: 41–77.
- PATZELT, A. & ANDERSON, A. (2016): Chapter 1 'Planning and Implementing Botanic Garden Design Projects' – In: Botanic Gardens – From Idea to Realisation – BGCI's Manual on Planning, Developing and Managing Botanic Gardens. Botanic Garden Conservation International (BGCI), London, UK. <http://www.bgci.org/resources/2016-BGCI-botanic-garden-manual>.

Anschrift der Autorin:

Dr. Annette Patzelt
Oman Botanic Garden
Diwan of Royal Court
P.O. Box 808, Postcode 122
Muscat, Sultanate of Oman
annette.patzelt@omanbotanicgarden.om

Alle Bilder sind von der Autorin.

Dieser Beitrag wird unter einer Creative Commons Lizenz (CC-BY-ND 4.0) veröffentlicht.

Die Rolle von Fels-Habitaten für Nischenkonstanz und als Refugien für Pflanzen – drei Fallstudien

Ulrich Deil¹

The role of rock habitats for niche conservatism and as refugia for plants– three case studies

Abstract: Numerous phylogenetic studies look for speciation without ecological radiation (PNC = phylogenetic niche conservatism). However, they ask only rarely for the role of the habitats for niche constancy. Starting from the hypothesis of DAVIS (1951) and SNOGERUP (1971) that the rock environment is 1) an evolutionary trap, conserving many old lineages (phylogenetic relicts) and that 2) it serves as a refugium under climate change, the rock vegetation is analysed for relict species and niche conservatism. Three case studies, based upon phytosociological data sets from subtropical Africa, the Mediterranean area and the Eastern Alps are analysed. Molecular phylogenetic trees from selected taxa indicate the time of the splitting of lineages and the duration of niche constancy.

The comparison of succulent communities on rocks in SW-Arabia (class *Kleinio-Carallumetea*) and on the Canary Islands (*Kleinio-Euphorbietea*) shows numerous vicarious taxa (synvicariism). The phylogenetic tree of *Campylanthus* allows assuming the origin of this vicariance pattern in a geographical separation of the ancestors in Mid Tertiary. The aridisation of Northern Africa about 6 Mya ago resulted in this high distance disjunction between Macaronesia and the Eritreo-Arabian region. The separated taxa underwent allopatric speciation, without ecological radiation. They remained in their niches.

The vegetation of halve-caves with soaking water (class *Adiantetea capilli-veneris*) in the Mediterranean area and adjacent subtropics shelters local endemics, forming a mosaic of vicarious species. They belong to the genus *Pinguicula* in the NW-Mediterranean, to *Hypericum* (section *Adenosepalum*) in the SW-Mediterranean, and to *Primula* subgenus *Sphondylia* on the Arabian Peninsula and its surroundings. These vicariance patterns date back to the Late Tertiary and the climatic conditions in the Quaternary. The constant water supply - quite independent from the macroclimatic conditions - and the stenothermic rock surface favour in-situ resilience and make the *Adiantetea* to outstanding refugia for phylogenetic and geographical relicts.

¹ Meinem Kollegen Herrn Dietmar Brandes in langjähriger Verbundenheit zum 70. Geburtstag gewidmet

The example of the *Caricetum firmae* demonstrates relict phenomena, dating back to the last ice age. The rock fissures and calciphilous, alpine rock turfs of the massifs fringing the Eastern Alps shelter endemic cushion plants from genera such as *Potentilla*, *Primula*, *Androsace*, and *Gentiana*. These taxa of low dispersal capacity are still located in their glacial refugia.

The actual species combination of rock communities mirrors historical events. The floristic and spatial patterns are influenced by former climatic conditions, by evolutionary processes and by dispersal limitations. Because of the high variety of micro-habitats, rocks offer refugia and shelter relicts. It is a habitat of outstanding niche conservatism, resulting in patterns of vicarious species and parallel evolution.

Keywords: Phylogenetic niche conservatism, evolution, allopatric speciation, vicariance, endemism, climate change, *Adiantetia*, *Euphorbia*, *Campylanthus*

1. Einleitung

Im Rahmen der Frage, wie Organismen auf den Klimawandel reagieren werden, haben zwei Phänomene viel Aufmerksamkeit im aktuellen Schrifttum gefunden: 1) Zum einen die Frage nach der Nischenkonstanz von Organismen in Raum und Zeit, 2) zum anderen die, welche Gebiete und Habitate als Refugien dienen können.

Nischenkonstanz: Der Begriff der Nischenkonstanz (im englischen Schrifttum meist “niche conservatism” genannt) wird verschieden gebraucht, je nachdem, welche Zeitschiene man betrachtet und ob man evolutive Prozesse ausschließt oder nicht. WASOF et al. (2015) z.B. untersuchten die realisierte Klima-Nische von terrestrischen Gefäßpflanzen, die in Mittel- und Nordeuropa vorkommen. Sie stellen eine hohe Konstanz insbesondere bei arktisch-alpinen Arten fest, obwohl die Populationen seit mehreren tausend Jahren getrennt sind. Man kann hier von einer geographisch-ökologischen Nischenkonstanz sprechen. Dieser Art von Nischenkonstanz, die der relativen Standortkonstanz i.S. von WALTER (1954) entspricht, soll hier nicht nachgegangen werden.

Es geht um Nischenkonstanz in vegetationshistorischen und evolutiven Zeiträumen, also um phylogenetische Nischenkonstanz (= PNC phylogenetic niche conservatism). Darauf machten z.B. bereits MEDWECKA-KORNAS (1961) und KORNAS (1972) aufmerksam, die zeigten, dass vikariierende Baumarten der temperaten Zone Mitteleuropas und Nordamerikas gleiche Nischen besetzen. Sie sprechen von korrespondierende Arten und Parallelevolution die dadurch entstand, dass die Ausgangstaxa eine Speziation ohne ökologische Divergenz durchliefen, also nischenkonstant blieben. CHYTRY & SPRIBILLE (2002) haben diese Parallele für die borealen Nadelwälder bestätigt. DONOGHUE & SMITH (2004) geben einen Überblick über den Zeitpunkt der Trennung und die Wanderrichtung der Taxa am Beispiel der nordhemisphärischen temperaten Wälder. BROOKS & MCLENNEN (1993) zeigen am Beispiel von Süßwasser-Fisch-Zönosen in Nordamerika eindrucksvoll, dass viele Verteilungsmuster von Taxa sich nur erklären lassen wenn man die prä-pleistozänen Flusssysteme kennt und „association by descent“ von einer Vorläufergesellschaft mit denselben Monophylen annimmt und nicht nur „association by colonisation“.

In jüngerer Zeit haben sich mit Nischenkonstanz zum Beispiel PETERSON et al. (1999) befasst. Sie stellten einen Vergleich der ökologischen Nischen von 21 Schwesternarten aus ganz verschiedenen Tiergruppen an, die beiderseits des Isthmus von Tehuantepec in Mexiko vorkommen.

Trotz Trennung der Artenpaare seit mehreren Millionen Jahren und unabhängiger Selektion sind die Nischen gleichgeblieben. Es erfolgte also eine allopatrische Speziation ohne ökologische Divergenz. In diesem Vikarianzmodell der Speziation spielt die Nischenseparation als Artbildungsfaktor offenbar keine große Rolle: Allopatrische Artbildung tendiert eher zu Nischenkonstanz. Die Selektion wirkt stabilisierend. Bei sympatrischer Artbildung hingegen ist die Nischendivergenz (ökologische Radiation) zur Konkurrenzvermeidung durch Besetzung verschiedener Nischen eher treibender Motor der Speziation. In einem Review von 76 Publikationen zur Nischenkonstanz kommt PETERSON (2011) zu dem Schluss, dass diese bei kürzeren Zeiträumen sehr oft besteht, bei sehr langen Zeiträumen (mehrere Mio Jahre) dann eher selten wird. Je einfacher (wenige abiotische Parameter) die Nische definiert ist, desto eher erscheint sie konservativ.

WEBB et al. (2002) betonen in Ihrem Review über Studien zur Phylogenie und Ökologie von Gesellschaften, wie sehr die inzwischen verfügbaren zahlreichen Phylogenien das Verständnis für die Geschichte und Evolution von Gesellschaften bereichert haben und dadurch historische Prozesse wieder stärker ins Bewusstsein von Ökologen kommen. Nischenkonstanz und Konservierung der ökologischen Merkmale über evolutive Zeiträume hinweg sind häufige Phänomene (WEBB et al. 2002, WIENS et al. 2010). Je mehr Stammbäume über die vergesellschafteten Arten vorliegen, desto eher kann man die Evolutionsgeschichte der Gesellschaft und die phylogenetische Basis der Gesellschaftsnische nachvollziehen.

Die Zahl der Publikation zum Stichwort „PNC“ ist in der letzten Dekade exponentiell angestiegen (siehe Abb. 1 in CRISP & COOK 2012). Erstaunlicherweise wird in diesen Arbeiten über die Konservierung von Merkmalskomplexen (Traits), über Nischenkonstanz und über die Phylogenie von Gesellschaften (z.B. WEBB et al. 2002, ACKERLY 2003, KRAFT et al. 2007, CAVENDER-BARES et al. 2009, WIENS et al. 2010, PETERSON 2011) nicht untersucht, ob es Lebensräume gibt, in denen die Konservierung der ökologischen Eigenschaften besonders ausgeprägt ist. In solchen Habitaten sollten viele der vergesellschafteten Arten eine Ko-Evolution durchlaufen haben und eine lange gemeinsame Geschichte besitzen. Dem Zusammenhang zwischen Nischenkonstanz und Lebensraum soll daher hier nachgegangen werden.

Relikt und Refugium: Der Terminus Relikt wurde in der Vegetationskunde und Vegetationsgeschichte vor allem mit dem Zusatz Glazialrelikt verwendet. Als reliktsch werden dabei Arten klassifiziert, die unter früheren Klimabedingungen eine weitere Verbreitung hatten, die nun auf ein Restvorkommen in Refugien geschrumpft sind, und die bei geeignetem Klima von dort aus auch wieder expandieren könnten. Präziser sollte man von biogeographischem Relikt sprechen. So verwenden auch HABEL et al. (2010) den Begriff in dem von ihnen publizierten Sammelband. Sie weisen jedoch darauf hin, dass es neben biogeographischen auch taxonomische Relikte gibt. Auch von diesen Autoren wird die Frage nach der Rolle des Habitats für Relikte nicht gestellt, ob also in bestimmten Lebensräumen überproportional viele Relikte (biogeographische wie taxonomische) vorkommen und welche Habitate als Refugien bei Klimaveränderungen dienen können.

KEPPEL et al. (2012) geben eine Synopsis zu englischsprachigen Publikationen über Refugien unter dem Blickwinkel des Klimawandels. Viele der Arbeiten verwenden einen phylogeographischen Ansatz. Neben der häufigen Anwendung auf Glazialrelikte gibt es auch Beispiele mit anderen Zeitschienen und zu Trocken- bzw. Pluvialepochen. Die Verfasser charakterisieren Habitate, die als Refugien (sichere Häfen, Zufluchtsorte) geeignet sind, um Klimawandel in-situ zu überstehen. Diese haben folgende Eigenschaften: 1) kleinräumig heterogene abiotische Bedingungen,

- 2) stabile Umweltbedingungen, möglichst unabhängig von Änderungen des Regionalklimas.
- 3) Kleinflächigkeit. Felsstandorte werden nicht explizit als Refugien erwähnt. Als Eigenschaften reliktsicher Arten nennen sie Langlebigkeit und geringes Ausbreitungsvermögen. Die Frage ist nun: Sind Felswände und Felsüberhänge (Abb. 1) solche sichere Häfen im Sinne von KEPPEL et al. (2012)?



Abb. 1: Die Balme von Aiguebrun im Luberon (Provence) ist Lebensraum einer Pflanzengesellschaft auf Sickerwasser und bietet Schutz für Mensch und Tier.

Fig. 1: The crag-undercut of Aiguebrun in the Luberon Mountains (Provence) is habitat of a plant community on soaking water and offers shelter for man and his live stock.

Ausgangspunkt der Überlegungen sind zwei ältere Arbeiten: DAVIS (1951) und SNOGERUP (1971) diskutieren am Beispiel von Felsgesellschaften aus der Türkei und dem Vorderen Orient allgemeine Evolutionstrends in Felsgesellschaften. Sie stellen erstens fest, dass Gendrift und Gründereffekte eine wichtige Rolle spielen, da die Populationen klein sind und räumlich isoliert. Sie unterstreichen zweitens, dass das Felsmilieu eine evolutive Falle ist und überdurchschnittlich viel altertümliche Sippen beherbergt (phylogenetische Relikte). Sie betonen schließlich drittens, dass Pflanzenarten in größeren Felsmassiven Klimaschwankungen an Ort und Stelle überdauern können: Die verschiedenen Expositionen, Hangneigungen, Kluftbreiten und –tiefen, Verwitterungstiefen und Ausgangssubstrate bieten eine große Vielfalt von Mikrostandorten auf engstem Raum. Durch einen Wechsel des Wuchsortes im Nahbereich kann also ein großklimatischer Klimawandel kompensiert werden. Nach diesen beiden Autoren stellen Felshabitate sowohl biogeographische als auch phylogenetische Reliktstandorte für Pflanzen dar. Damit sind sie prädestiniert für Parallelevolution und Nischenkonstanz. Diese Hypothesen sollen an verschiedenen Datensätzen geprüft werden.

Ein Ausdruck von Nischenkonstanz der Taxa und der Eignung von Habitaten als Refugien ist das Auftreten vieler vikariierender und miteinander vergesellschafteter Taxa in heute geographisch weit getrennten Gebieten. Eine solche Synvikarianz sensu DEIL (1999) deutet auf Parallelevolution nach der Arealtrennung hin, also allopatrische Speziation ohne Radiation. Sind in diesen vikariierenden Gesellschaften dann auch noch altertümliche Taxa enthalten, so beherbergen die Standorte offenbar sowohl biogeographische als auch taxonomische Relikte. Eine Übersicht der Vikarianzmuster vieler pflanzensoziologischer Klassen aus ganz verschiedenen Lebensräumen (DEIL 1999) zeigte, dass Synvikarianz zum einen vor allem in Extremlebensräumen wie Salzstandorten an Küsten häufig ist, zum anderen in Felshabitaten. Um letzteren Lebensraum und die darin vorkommenden Felspflanzen soll es im Weiteren gehen.

2. Methodischer Ansatz

Um den einleitend formulierten Fragen und Hypothesen nachzugehen, eignen sich pflanzensoziologische Datensätze. Sie erfüllen zwei Bedingungen:

1. Sie liefern floristische Daten von definierten Probeständen und sind zumindest für die Gefäßpflanzen vollständig. Im Gegensatz zu den heute vielfach verfolgten Taxon-freien Analysen von Strategietypen oder funktionellen Pflanzentypen kann man aus pflanzensoziologischen Aufnahmen nicht nur floristische Ähnlichkeiten zwischen den Probeständen auf Artniveau errechnen, sondern kann auch Informationen über die Ähnlichkeit auf größerem taxonomischen Niveau (Sektion, Gattung, Familie etc.) und damit über die phylogenetische Ähnlichkeit von Pflanzenbeständen gewinnen.
2. Die Probestände werden nach standörtlicher Homogenität ausgewählt. Die erfassten Arten unterliegen gleichen Umweltbedingungen und zur Beschreibung einer Pflanzengesellschaft gehören stets auch die Charakterisierung der Standorteigenschaften und die Verbreitung des Syntaxons. Daher sind Aussagen über die Habitatbindung und damit die Einnischung möglich.

Die ausgewählten Vegetationstypen müssen ferner folgende Voraussetzungen erfüllen:

1. Es muss sich um primäre Vegetation handeln, also nicht solche, die – von ganz verschiedenen Primärhabitaten herkommend – sich an vom Menschen jüngst geschaffenen Standorten neu zusammengefunden hat. Dies ist bei Felsvegetation gegeben.
2. Die Syntaxa (Klassen oder Klassengruppen) müssen über ein größeres Gebiet verbreitet sein, so dass allopatrische Speziation und damit geographische Vikarianz auftreten kann. Andererseits müssen sie auf dasselbe Florenreich begrenzt sein, so dass Evolutionsprozesse und Verwandtschaftsverhältnisse im Datensatz auftreten.

Gebietsauswahl: Es muss sich um einen Raum handeln, der in der jüngeren Erdgeschichte nicht so drastischen klimatischen Veränderungen unterworfen war wie Mitteleuropa mit der letzten Kaltzeit. Die Pflanzen der naturnahen Standorte Mitteleuropas haben sich erst postglazial wieder zusammengefunden aus verschiedenen Rückzugsgebieten südlich der Alpen. Alle Sippen mussten ein gutes Ausbreitungsvermögen haben. Daher verfügt Mitteleuropa kaum über Endemiten und Relikte (abgesehen von Überbleibseln der Tundravegetation, den sogenannten Glazialrelikten). Aus diesen Gründen fiel die Wahl auf Vegetationstypen des Mittelmeerraumes und angrenzender Gebiete.

Exemplarisch werden hier drei Vegetationstypen vorgestellt. Mit den Fallbeispielen eins und zwei hat sich der Verfasser über viele Jahre selbst befasst und eigene Daten erhoben. Alle drei sind an das Felsmilieu gebunden.

1. Sukkulentengesellschaften auf Felsen und an trockenen Kliffs in Südwest-Arabien und auf den Kanarischen Inseln.
2. Die Vegetation von Sickerwasserbäumen im Mediterrangebiet und den angrenzenden Randtropen.
3. Alpine Felsrasen und Polsterstauden in Felsspalten der Ostalpen.

3. Ergebnisse

3.1. Sukkulentengesellschaften auf Felsen und trockenen Kliffs

Bei der vegetationskundlichen Untersuchung der Sukkulentengesellschaft des *Carallumo andeliana*-*Euphorbietum adenensis* (DEIL & MÜLLER-HOHENSTEIN 1984, DEIL 2014) auf einem Kalkplateau im östlichen jemenitischen Hochland (Abb. 2) zeigte sich, dass es auf Art- und Gattungsebene viele vikariierende Taxa zu Beständen des Sukkulentenbuschs der Kanarischen Inseln gibt (Abb. 3) (Tab. 1): Zum einen die beiden Kleinarten *Euphorbia balsamifera* s.str. (Kanaren) und ssp. *adenensis* (SW-Arabien und gegenüberliegende Küsten Afrikas) und weitere Vertreter aus der laubwerfenden Sektion *Pachycladae*, zum anderen auch solche aus der kandelaberförmigen bedorneten Sektion *Diacanthium* (*Euphorbia inarticulata*, Abb. 4 und *E. canariensis*, Abb. 5) sowie Repräsentanten mit runden, unbedorneten sukkulenten Trieben (Sektion *Tirucalli*) wie *E. schimperi* (Abb. 6) und *E. aphylla* (Abb. 7). Und es folgen viele weitere Vikarianzpaare von Gattungen aus ganz verschiedenen Familien wie Asteraceen (*Kleinia*) (Abb. 8, 9), Asclepiadaceen (*Caralluma*), Scrophulariaceen (*Campylanthus*) und Liliaceen (*Aloe*).



Abb. 2: Sukkulentengesellschaft mit *Euphorbia balsamifera* ssp. *adenensis* auf dem Kalkplateau bei Al Harrah, Jemen.

Fig. 2: Succulent community with *Euphorbia balsamifera* ssp. *adenensis* on the limestone plateau near Al Harrah, Yemen.



Abb. 3: Sukkulentengesellschaft mit *Euphorbia balsamifera* s.str. in der Küstenebene bei Adeja auf Teneriffa, Kanarische Inseln.

Fig. 3: Succulent community with *Euphorbia balsamifera* s.str. on the coastal plain near Adeja on Tenerife, Canary Islands.

Tab. 1: Vikariierende Arten in *Euphorbia balsamifera*-Gesellschaften der Kanarischen Inseln und Südwest-Arabiens (aus DEIL & MÜLLER-HOHENSTEIN 1984, verändert).

Vicarious species in *Euphorbia balsamifera*-communities of the Canary Islands and in Southwest-Arabia (from DEIL & MÜLLER-HOHENSTEIN 1984, modified).

Verbreitung	Makaronesien	Eritreo-Arabien
<i>Euphorbia</i> Subgen. <i>Athymalus</i>	<i>E. balsamifera</i> s.str.	<i>E. b. ssp. adenensis</i>
<i>Euphorbia</i> Subgen. <i>Euphorbia</i>	<i>E. canariensis</i>	<i>E. inarticulata</i>
<i>Euphorbia</i> Subgen. <i>Esula</i>	<i>E. aphylla</i>	<i>E. schimperii</i>
	<i>E. regis-jubae</i>	
<i>Kleinia</i>	<i>K. neriifolia</i>	<i>K. odora</i>
<i>Caralluma</i>	<i>C. burchardii</i>	<i>C. awdeliana</i>
		<i>C. hexagona</i>
		<i>C. quadrangula</i>
<i>Campylanthus</i>	<i>C. salsoloides</i>	<i>C. pungens</i>
<i>Aloe</i>	<i>A. vera</i>	<i>A. vacillans</i>

Die pflanzensoziologische Bearbeitung der Felsgesellschaften im Südwesten der Arabischen Halbinsel (DEIL 2014) zeigte, dass sie - je nach Höhenstufe und Wasserversorgung - verschiedenen Klassen angehören. Die weiteren Darstellungen hier konzentrieren sich auf die planare bis montane Stufe des Jemenitischen Randgebirges zwischen 14 und 16⁰ nördlicher Breite. In dem dort herrschenden semi-ariden bis subhumiden und weitgehend frostfreien Klima werden die Felsgesellschaften von Sukkulanten dominiert. Sie gehören alle zu der Klasse *Kleinio odorae-Carallumetea penicillatae*. Ein syntaxonomischer Überblick findet sich bei DEIL (2014, Tab. 5), die floristische Zusammensetzung wird aus Tab. 4 bei DEIL (2014) ersichtlich.

Die Gesellschaften der *Kleinio odorae-Carallumetea* des eritreo-arabischen Raumes finden ihr floristisches und ökologisches Pendant in den *Kleinio neriifoliae-Euphorbietea canariensis*, dem kanarischen Sukkulantenbusch. Letztere Klasse ist die Klimaxvegetation der infra- und thermomediterranen Stufe der Kanaren (DEL ARCO AGUILAR 2006).

Neben der offenkundigen Parallelevolution der sukkulenten Felsvegetation zwischen SW-Arabien (*Kleinio-Carallumetea*) und Makaronesien (*Kleinio-Euphorbietea*) zeigen sich Unterschiede in der Evolution und Diversifikation einiger Sippen. Einige Gattungen haben ihr Entfaltungszentrum im eritreo-arabischen Raum: Die *Stapelieen* z.B. entwickelten dort mit 19 *Caralluma*-Arten eine beeindruckende Artenfülle (Abb. 10). Auf den Kanarischen Inseln kommen nur 2 *Caralluma* Spezies vor. Ähnlich ist das Bild bei der Gattung *Ceropegia* mit 10 Arten im eritreo-arabischen Phytochorion und nur 2 Arten auf den Kanaren. Auch in den Gattungen *Campylanthus* (THIV et al. 2010 b), *Kleinia* (PELSER et al. 2007) und *Aloe* ist der Raum um den Südausgang des Roten Meeres viel artenreicher als Makaronesien. Für *Aloe* sind die Felshabitate jedoch nicht Refugien und Reliktstandorte. Die Gattung ist in SW-Arabien (29 Arten) und am Horn von Afrika in starker Entfaltung begriffen und hat zahlreiche Neoendemiten hervorgebracht (CARTER et al. 2011). Die Speziation war mit ökologischer Radiation verbunden: Die Gattung hat höhenvikariante Taxa

ausgebildet. Daneben gibt es nischenäquivalente geographische Vikarianten in den separierten Gebirgsstöcken (für Details siehe DEIL 2014).



Abb. 4: *Euphorbia inarticulata*, Jemen.
Fig. 4: *Euphorbia inarticulata*, Yemen.



Abb. 5: *Euphorbia canariensis*, Teneriffa.
Fig. 5: *Euphorbia canariensis*, Tenerife.



Abb. 6: *Euphorbia schimperi*, Jemen.
Fig. 6: *Euphorbia schimperi*, Yemen.



Abb. 7: *Euphorbia aphylla*, Teneriffa.
Fig. 7: *Euphorbia aphylla*, Tenerife.



Links:

Abb. 8: *Kleinia odora*, Jemen.

Fig. 8: *Kleinia odora*, Yemen.

Unten rechts:

Abb. 9: *Kleinia neriifolia*, Teneriffa.

Fig. 9: *Kleinia neriifolia*, Tenerife.



Die Gattung *Campylanthus* hat ihr Entstehungs- und Entfaltungszentrum (Genozentrum) im eritreo-arabischen Raum (THIV et al. 2010 b). Die molekularen Analysen lassen eine Trennung in eine östliche (eritreo-arabische) und westliche (kanarische) Entwicklungslinie im Mittleren Miozän vermuten (HJERTSON 2003, HJERTSON et al. 2008, THIV et al. 2010 b). Die Aridisierung (= Saharisierung) Nordafrikas vor ca. 6 Mio. Jahren hat die Wanderwege und Vorkommen zwischen Arabien (incl. Ostafrika) und Kanaren (incl. NW-Afrika) unterbrochen. Damit bestätigen die neueren Arbeiten die Entstehung dieses Vikarianzmusters durch Aufsplitterung eines durchgehenden Vorkommens bzw. einer Wanderung von Ost nach West durch Nordafrika (Vikarianzhypothese sensu SANMARTIN et al. 2010) und damit eine Interpretation, wie sie bereits MEUSEL (1965), AXELROD & RAVEN (1978) und BRAMWELL (1976, 1985) formuliert haben. Diese Autoren sprachen von alt-afrikanischen Elementen bzw. von der Afrikanischen Randflora.

Umgekehrt ist es bei den Crassulaceen: Dort haben Vertreter des Sempervidoideae mit 70 Arten auf den Kanarischen Inseln eine explosive Speziation und Radiation durchlaufen (THIV et al. 2010 a). Die neuen Taxa entwickelten sich in eine Vielzahl bioklimatischer Nischen in verschiedene Höhenstufen hinein. Im Jemen kommt einzig *Aeonium leucoblepharum* vor. Die Großdisjunktion Arabien-Kanaren wurde in älteren Arbeiten (z.B. MEUSEL 1965, LÖSCH 1987) ebenfalls als Relikt der alt-afrikanischen Randflora betrachtet. Nach neueren molekularen Studien (u.a. JORGENSEN & OLESEN 2001, MORT et al. 2002) ist sie das Ergebnis einer jungen Fernausbreitung und *Aeonium leucoblepharum* ist eine junge, abgeleitete Sippe. Dies zeigt, dass die Disjunktionen zwischen SW-Arabien und den Kanaren sowohl sehr alte Muster sein können als auch Ergebnis junger Fernausbreitung. ANDRUS et al. (2004) geben eine Synopsis der molekularen Studien zu dem Muster der makaronesisch-sw-arabischen Disjunktionen und ihrer Entstehungszeit.



Abb. 10: Einige Beispiele für die Artenvielfalt der Asclepiadaceae, insbesondere in der Gattung *Caralluma*. Mit Ausnahme von *C. europaea* kommen alle diese Arten in SW-Arabien vor.

Fig. 10: Some examples for the species diversity in Asclepiadaceae, especially in the genus *Caralluma*. All species except *C. europaea* occur in in SW-Arabia.

3.2. Vegetation von Sickerwasserbalmen

Balmen (französisch Baumes) sind Felsüberhänge, welche die darunterliegenden Halbhöhlen oft vor direkten Niederschlägen abschirmen (siehe Abb. 1). Die dort siedelnden Pflanzen leben vom Ablaufwasser an der Felsoberfläche oder vom Kluftwasser, das aus dem Felsinneren austritt. Man findet Balmen vor allem im Kalk- und Dolomitgestein und bei verkarsteten Felsen. Dann ist das Kluftwasser mit Kalziumkarbonat gesättigt. Beim Austritt aus dem Fels kommt es zur Ausgasung, und damit zur Kalktuffbildung. Diese wird durch Verdunstung und durch die Photosynthese der auf dem Travertin siedelnden Moose verstärkt (PENTECOST 1996). Dies ist dann das Keim- und Wurzelsubstrat für die Gefäßpflanzen.

Auch der Temperaturhaushalt von Felskliffs und Balmen hat Besonderheiten: Der Tages- und Jahresgang der Temperatur ist nahe an der Felsoberfläche gegenüber dem Freilandklima stark gedämpft (FARRER 1998, SCHROPP 2005). Daher können in Balmen auch Hautfarne wie *Trichomanes speciosum* weit in die temperate Klimazone vorstoßen, allerdings meist nur als Gametophyten, die mit dem begrenzten Lichtangebot tief im Inneren der Halbhöhlen zurechtkommen (RUMSEY et al. 1998, RASBACH et al. 1999).

Die Vegetation der Sickerwasserbalmen im Mediterrangebiet und im Nahen Osten gehört zur Klasse *Adiantetea capilli-veneris*. In früheren Arbeiten (DEIL 1989, 1994, 1995 und 1996) konnte gezeigt werden, dass es nur einige wenige Klassencharakterarten gibt, die durch das Verbreitungsgebiet hindurchgehen (siehe Tab. 2 bei DEIL 1996 auf Basis von 513 Aufnahmen aus 74 Publikationen). Unter den Gefäßpflanzen ist dies der namensgebende Frauenhaarfarn *Adiantum capillus-veneris*, weniger hochstet ist *Samolus valerandi*. Bei den Moosen sind *Eucladium verticillatum* und *Pellia endiviifolia* die häufigen und durchgehend auftretenden Arten. Diese Matrix-Arten sind den Standorten gemeinsamen, selbst wenn man so weit auseinanderliegende Kliff-Halbhöhlen-Catenen wie die in den Südalpen (Abb. 11) und im Südjemen (Abb. 12) vergleicht. Dieser Artengrundstock wird meist als Basalassoziation *Eucladio-Adiantetum* gefasst. Man kann auch dem Argument von FOUCAULT (2015) folgen und die Gesellschaften nur mit den Gefäßpflanzen definieren, da hinter der weniger konstanten Zusammensetzung der Mooschicht eine andere standörtliche Skala und teils auch dynamische Prozesse stehen. Dann ist das *Samolo valerandi-Adiantetum* im Sinne von FOUCAULT (2015) die Typusassoziation der Klasse. Für die vollständige Nomenklatur der Syntaxa (einschließlich Autorennamen) sei auf DEIL (1996, Verz. 1 und 3) und auf FOUCAULT (2015) verwiesen.

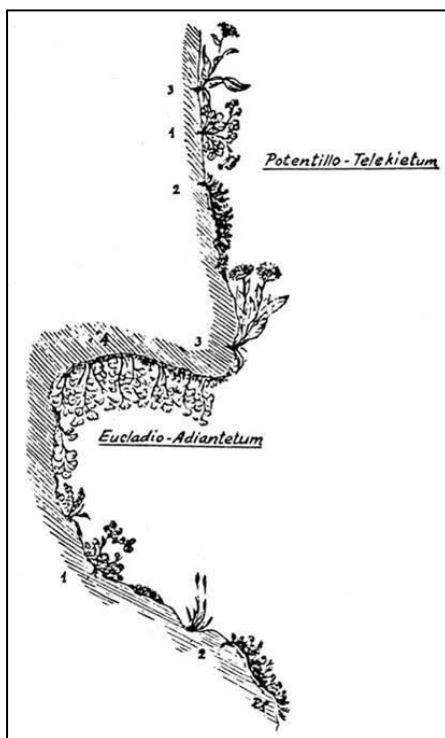


Abb. 11: Kliff-Halbhöhlen-Catena mit Tropfwasser in Insubrien (Südalpen) (aus SUTTER 1969).
Fig. 11: Cliff-halve cave-catena with dripping water in Insubria (Southern Alps) (from SUTTER 1969).



Abb. 12: Sickerwasserbalme im Westlichen Jemenitischen Randgebirge (SW-Arabien) (aus DEIL 1996).
Fig. 12: Crag-undercut with soaking water in the Western Yemeni Escarpment (SW-Arabia) (from DEIL 1996).

Daneben gibt es hochspezifisch an das *Adiantetea*-Milieu gebundene Lokalendemiten aus drei Gattungen, die in verschiedenen Gebieten der Mediterraneis, des eritreo-arabischen und des

irano-turanischen Raumes ein Vikariantenmosaik ausbilden: 1) Im zentralen und nordwestlichen Mittelmeerraum sind es Vertreter der Gattung *Pinguicula*, 2) in der südwestlichen Mediterraneis (einschließlich der Kanarischen Inseln) und in den Gebirgen der südlich angrenzenden Wüstengebiete sind es *Hypericum*-Arten, und 3) im Nahen Osten, auf der Arabischen Halbinsel und in Vorderasien *Primula*-Arten aus der Untergattung *Sphondylia*. Da die Lokalendemiten jeweils aus engen Verwandtschaftskreisen stammen, hat der Verfasser vorgeschlagen, die supraspezifischen Taxa (Untergattungen, Sektionen) als Kenntaxa zur Charakterisierung und Benennung von Coeno-Verbänden zu verwenden (zum Coenosyntaxon-Konzept und zur Nomenklatur siehe DEIL 1994).

Seit den Untersuchungen und Publikationen im Zeitraum 1989 bis 1998 sind sowohl zahlreiche neue Arten und Gesellschaften beschrieben worden, als auch wurden etliche der Verwandtschaftskreise taxonomisch und phylogenetisch sowohl mit klassischen wie auch mit molekulargenetischen Methoden bearbeitet. Es soll hier ein Überblick über die Rolle der Sickerwasserhalbhöhlen als Refugien und Reliktstandorte im Licht der neuen Erkenntnisse gegeben werden.

Zur Gattung *Pinguicula*: Es wurden zahlreiche neue Arten beschrieben, die an Sickerwasserstandorten wachsen, vor allem aus Italien (CASPER & STEIGER 2001, ANSALDI & CASPER 2009). Die Apenninen-Halbinsel stellte sich mit 11 endemischen Arten neben Spanien als ein Zentrum der Diversität der Fettkräuter in Europa heraus. Die Revisionen der Gattung für Italien (CONTI & PERUZZI 2006, DE CASTRO et al. 2016) bzw. die Iberische Halbinsel (BLANCA et al. 1999, BLANCA 2001) klärten zahlreiche taxonomische Fragen und erbrachten ein präziseres Bild der Verbreitung der Arten.

Neue Gesellschaften wurden aus den Randalpen in Norditalien beschrieben (GIOVAGNOLI & TASINAZZO 2012, DAKSKOBLER et al. 2014) und von Gran Canaria (QUINTANA VEGA et al. 2006). FOUCAULT (2015) hat eine sehr umfassende Revision der Klasse für Frankreich vorgelegt und die syntaxonomische Gliederung im gesamtmediterranen Kontext diskutiert.

Tab. 2 gibt eine Übersicht über die bisher beschriebenen *Adiantetea*-Gesellschaften, welche durch endemische *Pinguicula*-Arten charakterisiert werden. Weitere Arten, die nach den Floren- und Fundortangaben ebenfalls an sickerfeuchten Felsen vorkommen, sind *P. mariae* und *P. apuana* aus den Apuanischen Alpen (Italien) und *P. fiorii* und *P. vallis-regia* aus den Abruzzen. Für *P. mariae* und *P. apuana* liegen nun ebenfalls pflanzensoziologischen Daten vor, welche die Einnischung in die *Adiantetea* bestätigen (TOMASELLI et al. 2018).

Aus den neueren Arbeiten ergibt sich nun ein etwas weiteres Synareal des *Coeno-Pinguiculion* (Abb. 13). Es reicht von den Causses südlich des französischen Zentralmassivs nach Nordspanien und über das Iberische Randgebirge zur östliche Betischen Kordillere. Das Synareal auf der Apenninen-Halbinsel hat sich durch die neueren Arbeiten deutlich ausgeweitet von den Seealpen bis in die Abruzzen und in den Südalpen bis Friaul und Istrien.

Die neueren taxonomischen Studien der Gattung *Pinguicula* (BLANCA et al. 1999, BLANCA 2001, CIESLAK et al. 2005) bestätigen weitgehend die Gliederung von CASPER (1966). Alle Fettkräuter der *Adiantetea* gehören zur Untergattung *Pinguicula* (clade IV bei CIESLAK et al. 2005), teils zur Sektion *Pinguicula*, teils zur Sektion *Longifolia* (BLANCA 2001). Die letzteren beiden Untergruppen trennen sich auch in den molekularen Analysen bei CIESLAK et al. (2005) auf. Ein Unterzweig umfasst die Arten in Iberien, Frankreich und den Seealpen, der andere die Arten im Vorland der

Ostalpen und im Apennin. Die Auftrennung geht vermutlich auf zwei getrennte Refugien im Pleistozän zurück. Beide Gruppen haben frostharte, nicht karnivore Winterrosetten, die sich auch vegetativ vermehren können durch ein Hibernaculum mit Gemmae an der Basis (LEGENDRE 2000) oder durch Stolonen (BLANCA 2001). Nur die Sommerrosetten kommen zur Blüte (CIES-LAK et al. 2005).

Tab 2: *Pinguicula* als Charaktertaxon von *Adiantetea*-Gesellschaften

Pinguicula as character taxon of *Adiantetea* communities

Pinguicula-Spezies	Pflanzengesellschaft	Verbreitung
<i>P. poldinii</i>	Hymenostylio-Pinguiculetum poldinii	Venetianische Voralpen, Italien
<i>P. reichenbachiana</i>	Adianto-Pinguiculetum reichenbachianae	Ligurische u. Apuanische Alpen
<i>P. longifolia</i> ssp. <i>caussensis</i>	Carici-Pinguiculetum caussensis	Causses Gebirge, Frankreich
<i>P. longifolia</i> s.str.	Adianto-Pinguiculetum longifoliae	Zentrale Pyrenäen, Spanien
<i>P. grandiflora</i> s.str.	Hyperico-Pinguiculetum coenocantabricae	Nord- und NO-Spanien
<i>P. dertosensis</i>	Southbyo-Pinguiculetum dertosensis	Spanische Levante; Betisches Gebirge
<i>P. dertosensis</i>	Adianto-Pinguiculetum dertosensis	Katalonien
<i>P. vallisneriifolia</i>	Pinguiculetum vallisneriifoliae	Östliche Betische Kordillere
<i>P. mundi</i>	Eucladio-Pinguiculetum mundi	Östliches spanisches Randgebirge

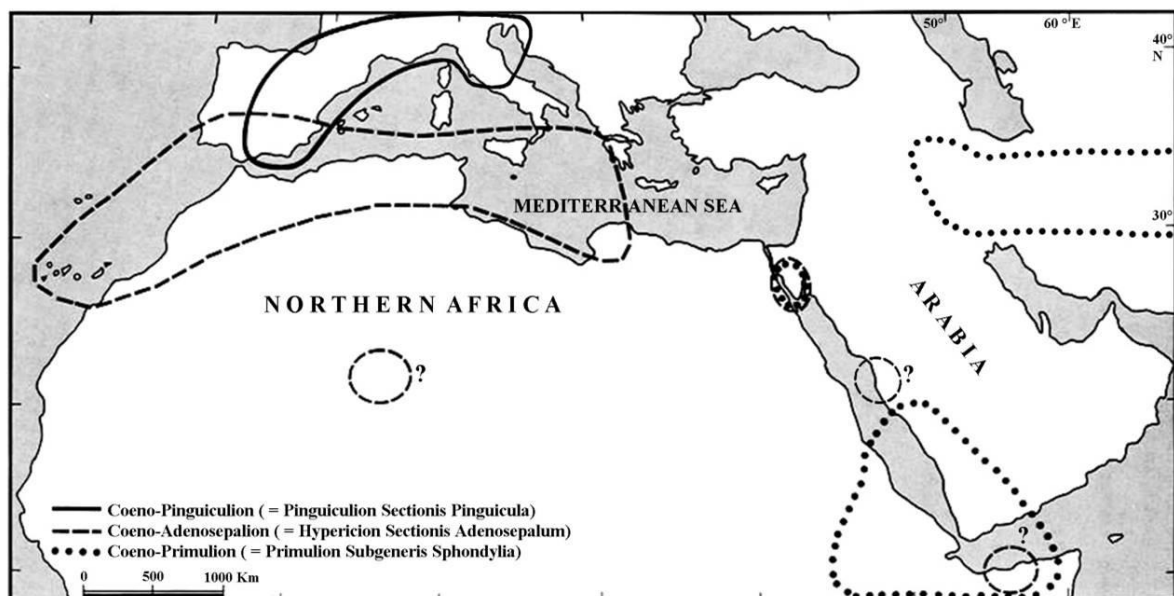


Abb. 13: Verbreitung der Coeno-Verbände der Klasse *Adiantetea capilli-veneris* (aus DEIL 1994, verändert).

Fig. 13: Distribution of the Coeno-alliances within the class *Adiantetea capilli-veneris* (from DEIL 1994, modified).

In der aktuellen Artenzusammensetzung der *Coeno-Pinguiculion*-Gesellschaften wird folgendes sichtbar: Es gab eine Ausgangssippe von *Pinguicula* Subgenus *Pinguicula*, welche durch die Aridisierung des Mittelmeerraumes im späten Tertiär eine Arealzersplitterung erfuhr. Die isolierten Teilpopulationen haben verschiedene Arten entwickelt, sind jedoch im gleichen ökologischen und soziologischen Kontext verblieben (Nischenkonstanz). Die einzelnen Felsmassive wirken wie terrestrische Inseln (siehe z.B. die Balmen der Causses, Abb. 14 und die dort endemische *Pinguicula longifolia* ssp. *caussensis*, Abb. 15). Die Samen sind zwar klein und Fernausbreitung durch Anemochorie ist daher im Prinzip möglich. Sie sind jedoch nur kurz keimfähig und die Samenkapseln werden in Felsritzen abgelegt (geoautochor) (BLANCA 2001). Dies begünstigt die Stabilisierung der Population vor Ort und vermindert Fernausbreitung und damit Genfluss zwischen entfernteren Populationen. Dauerbeobachtungen zu *Pinguicula longifolia* ssp. *caussensis* in einer Balme der Causses zeigt eine hohe Konstanz der Wuchsorte der Individuen (SCHROPP 2005).

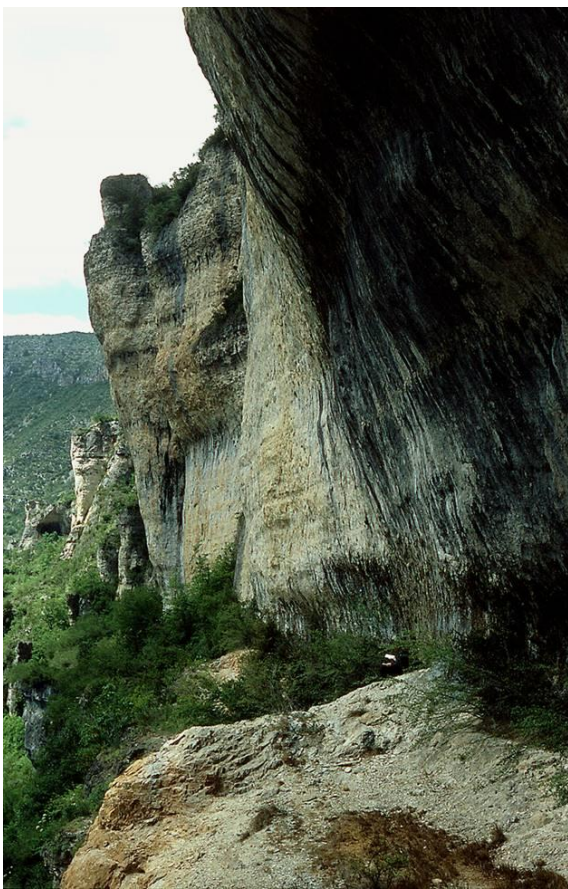


Abb. 14: Balme bei Pugnatoire in den Causses Mejean (Frankreich). Das *Carici-Pinguiculetum caussensis* gedeiht an den Sickerwasserstellen im unteren Balmenbereich.

Fig. 14: Baume near Pugnatoire in the Causses Mejean (France). The *Carici-Pinguiculetum caussensis* grows on sites with soaking water in the lower part of the crag-undercut.



Abb. 15: *Pinguicula longifolia* ssp. *caussensis* in den Causses Mejean (Frankreich).

Fig. 15: *Pinguicula longifolia* ssp. *caussensis* in the Causses Mejean (France).

Zur Gattung *Hypericum*: Auf den Kanarischen Inseln, im Südwesten des Mediterranraumes und in den angrenzenden Gebirgsstöcken des sahara-arabischen Raumes (Hoggar, Asir, Hijaz, Nordsomalia) treten als Lokalendemiten *Hypericum*-Arten auf. Sie sind ökologisch eng an die *Adiantetea* gebunden. Eine Reihe von Pflanzengesellschaften wurde beschrieben (Tab. 3): Die Hartheuarten sind oft auch namensgebend für die Assoziationen. Die neueren systematischen Arbeiten konnten den Status und die Verbreitung von *Hypericum coadunatum* (Kanarischen Inseln) (Abb. 16), *H. tomentosum* (Maghrebinische Gebirge) (Abb. 17) und von *H. naudinianum* (Marokkanisches Rif und Atlasgebirge) klären. Pflanzensoziologisch noch nicht untersucht sind eine Reihe weiterer Arten, die nach den Floren- und Herbarangaben auch im *Adiantetea*-Milieu wachsen: *Hypericum caprifolium* (Sickerfeuchte Kalkfelsen des ostspanischen Randgebirges), *H. psilophyllum* (moosreiche Quellfluren und sickerfeuchte Wadiränder im Hoggargebirge (Algerien) (QUEZEL 1965) und in der Todra-Schlucht (Marokko), *H. collenettae* (Asir, Saudi Arabien) und *H. somaliense* (Nordsomalia).

Nach ROBSON (1981, 1996, 2012) gehören alle diese Arten zu einer Verwandtschaftsgruppe, der Sektion *Adenosepalum*. Daher verwendete DEIL (1994) diese Sektion zur Beschreibung des *Coeno-Adenosepalion*. Die Verbreitung des Coeno-Verbandes zeigt Abb. 13.

Tab 3: *Hypericum* als Charaktertaxon von *Adiantetea*-Gesellschaften
Hypericum as character taxon of *Adiantetea* communities

Hypericum-Spezies	Pflanzengesellschaft	Verbreitung
<i>H. coadunatum</i>	<i>Adianto-Hypericetum coadunati</i>	Kanarische Inseln
<i>H. tomentosum</i>	<i>Adianto-Hypericetum naudiniani</i>	Rif und Atlas Gebirge
<i>H. naudinianum</i>	<i>Adianto-Hypericetum naudiniani</i>	Rif und Atlas Gebirge
<i>H. pubescens</i>	<i>Adianto-Hypericetum pubescentis</i>	Betische Kordillere, Mittlerer Atlas
<i>H. tomentosum</i>	<i>Eucladio-Pinguiculetum vallisneriifoliae</i>	Betische Kordillere
<i>H. sinaicum</i>	<i>Adianto-Primuletum boveanae</i>	Sinai

Die Gattung *Hypericum* umfasst ca. 490 Arten (ROBSON 2012). Davon gehören 27 Arten zur Sektion *Adenosepalum*. Sie wachsen überwiegend an Felsen mit Sicker- und Spritzwasser. Die Sektion ist kanarisch-westmediterran-saharisch-arabisch-somalisch verbreitet. Sie enthält perenne Kräuter und Halbsträucher.

MESENGUER et al. (2013, 2015) und NÜRK et al. (2013) stellen die Evolution von *Hypericum* im Lichte der Paläogeographie und Paläoklimatologie dar. Danach sind die Ahnen tropische Sträucher, aus denen sich im Mittleren Tertiär in der Westlichen Paläarktis krautige Arten entwickelten. Die Verfasser der molekularen Analysen sehen (im Gegensatz zu ROBSON) die Sektion *Adenosepalum* als polyphyletisch an und nicht als basal, sondern als abgeleitet. Nach ihren Studien gehören die *Adiantetea*-Arten zu zwei nahe verwandten Linien, der *Caprifolium-Pubescens*-Gruppe. Diese monophyletische Gruppe trennte sich während einer Abkühlungsphase im späten Miozän vor ca. 10 Mio. Jahren in der Westlichen Paläarkt ab. Durch die Aridisierung des Mittelmeerraumes und weiter südlich durch die Saharisierung zersplitterte das Areal der Ausgangstaxa. Es erfolgte wie bei *Pinguicula* eine allopatrische Speziation ohne ökologische Radiation (Nischen-

konstanz). Die Arten verbleiben in ihrem ökologischen und soziologischen Kontext. Die heutigen Vorkommen in den *Adiantetea* sind geographische Relikte einer in Feuchteperioden weiteren Verbreitung. Das von großklimatischen Schwankungen wenig betroffene stenohygrische Milieu der Kluftwasserstandorte erlaubte ihr Überleben. Die Sickerwasserbalmen bieten Refugien.



Abb. 16: *Hypericum coadunatum* auf Gran Canaria (Kanarische Inseln) (Author: J. Ojeda 2009, aus Plantas de mi Tierra).

Fig. 16: *Hypericum coadunatum* on Gran Canaria (Canary Islands) (Author: J. Ojeda 2009, from Plantas de mi Tierra).



Abb 17: *Hypericum tomentosum* im Zentralen Rifgebirge (Marokko).

Fig. 17: *Hypericum tomentosum* in the Central Rif Mountains (Morocco).

Zur Gattung *Primula*: Selbst auf der Arabischen Halbinsel gibt es Sickerwasserstandorte (DEIL 1989). Bisher bekannt und beschrieben ist das *Adianto-Epipactidetum veratrifoliae* an Sicker- und Spritzwasserstellen entlang kleiner Wasserläufe in den Emiraten und im Oman, und das *Adianto-Primuletum verticillatae* in Tropfwasserbalmen in den Gebirgen im SW der Halbinsel (Asir in Saudi Arabien, Westliches Randgebirge im Jemen) (Abb. 12, Abb. 18, DEIL 1989 Tab. 1) und in Nord-somalia (Fundort- und Standortangaben dort nach BIZZARRI 1970). Vergleichbare Bestände mit *P. verticillata* ssp. *simensis* sind aus dem Semiengebirge (Äthiopien) und in Felsgrotten in Eritrea zu erwarten (BIZZARI 1970). Eine nahe verwandte Primel ist *P. boveana*, endemisch an überrieselten Granitfelsen um den Katharina Berg auf dem Sinai (*Primula boveana-Adiantum capillus-veneris*-Gesellschaft nach DANIN (1983, 1986) und OMAR (2014)).



Abb. 18: *Adiantum-Primuletum verticillatae* unter einem Felsüberhang im Haraz-Gebirge (Jemen).

Fig. 18: *Adiantum-Primuletum verticillatae* in a crag-undercut in the Haraz Mountains (Yemen).



Abb. 19: *Primula verticillata* s.str. (Jemen).

Fig. 19: *Primula verticillata* s.str. (Yemen).

Auch hier wiederholt sich das bei *Pinguicula* und *Hypericum* beobachtete Muster: Die *Adiantetea*-Gesellschaften beherbergen eine Gruppe vikariierender Arten, die dort als geographische und phylogenetische Relikte überlebten. *Primula verticillata* (Abb. 19) und *P. boveana* gehören innerhalb der artenreichen Gattung *Primula* zur altertümlichen Untergattung *Sphondylia* (WENDELBO 1961 a, b). Daher hat DEIL (1989) das *Coeno-Primulion* (besser wäre *Coeno-Sphondylion*) für diese Assoziationsfamilie vorgeschlagen. Eine Reihe weitere Arten aus diesem Verwandtschaftskreis wächst in Vorderasien an feuchten Felsen, unter Felsüberhängen und auf Kalktuff mit Mooslagern und *Adiantum capillus-veneris*: *P. davisii* (Zab-Schlucht in der SO-Türkei), *P. gaubeana* (Luristan, Westlicher Iran), *P. edelbergii* (Östliches Afghanistan), *P. afghanica* (Afghanistan) und *P. floribunda* (Nordwestlicher Himalaya bis Nepal) (RICHARDS 2002). Nahe verwandt und ökologisch ähnlich ist auch *Dionysia mira* (= *Primula aucheri*) aus dem Jabal Abdar im Oman. Damit umfasst das Synareal des *Coeno-Primulion*-Verbandes die Gebirge Vorderasiens, den Sinai und den eritreo-arabischen Raum (Abb. 13).

Neuere molekulargenetische Arbeiten (MAST et al. 2001) bestätigen, dass die Untergattung *Sphondylia* monophyletisch ist und eine Schwestergattung zu *Dionysia*. Die Wanderung ging aber nicht wie von WENDELBO angenommen und bei DEIL (1989, Abb. 2) dargestellt von der Arabischen Halbinsel aus, sondern die Artengruppe kam aus Vorderasien (TRIFT et al. 2004). Basisarten sind *Dionysia hissarica* (Tajikistan) und *D. balsamica* (Afghanistan). Die *Dionysia*-Arten sind oft auch in trockenen Balmen anzutreffen mit ganz schwachem Kluftwasser, standörtlich vergleichbar den *Sarcocapnos*-Arten im SW-Mediterranen (LIDEN 1986). NOWAK et al. (2014) stellen deshalb eine Gesellschaft mit *D. involucrata* in den Hissar-Bergen in Tajikistan in die *Asplenietea*.

Die molekulargenetischen Untersuchungen von ZHANG & KADEREIT (2004) und MAST et al. (2001) konnten auch klären, dass es sich bei den Vorkommen von *Primula aillonii* in *Adiantetea*-Beständen der SW-Alpen (RIOUX & QUEZEL 1949) und von *Primula palinuri* an feuchten Felskliffs in Kalabrien um Pseudovikarianz zu den Primeln der *Sphondylia*-Gruppe handelt: Beide Arten gehören zu der Untergattung und Sektion *Auricula* und sind erst sekundär von sonnigen Felsstandorten in das *Adiantetea*-Milieu hinein evolviert.

3.3. Alpine Felsrasen und Polsterstauden in Felsspalten

Das dritte Fallbeispiel betrifft ein ganz anderes Milieu und eine ganz andere Zeitschiene. Es geht um Endemiten in Felsklüften und Kalkschuttrassen der alpinen und der nivalen Stufe der Europäischen Alpen (Abb. 20) (genauer der Ostalpen) und um die Rolle der letzten Eiszeit auf die heutige Artenzusammensetzung. In einer Studie über Relikte und Endemiten in Bayern und ihre Vergesellschaftung stellt SCHUHWERK (1990) fest, dass die Kalkfelsrasen des *Caricetum firmae* in den Bayerischen Randalpen und weiter durch den Ostalpenbogen zahlreiche endemische Polsterpflanzen beherbergen. Viele der Matrixarten der Gesellschaft sind durch die gesamten Kalkmassive der Ostalpen hindurch verbreitet (z.B. *Carex firma*, *Saxifraga caesia*, *Crepis jaquinii* und *Chamorchis alpina*), andere kommen nur in einigen Gebirgsstöcken vor. Letztere stammen v.a. aus den Gattungen *Gentiana*, *Primula*, *Androsace*, *Pedicularis*, *Saxifraga* und *Potentilla*. Er interpretiert dies als ein historisches Muster und stellt die Hypothese auf, dass es sich bei den Endemiten um ausbreitungsschwache Arten handelt, die auch heute noch in den Gebirgsstöcken sitzen, die ihnen während der letzten Eiszeit unvergletscherte Gipfelbereiche und Felswände zur Überdauerung geboten haben. Er spricht von Eiszeitlichen Überwinterungsgesellschaften bzw. von vegetationshistorischen Reliktformen des *Caricetum firmae*. Reliktarten am nordöstlichen Alpenrand sind z.B. *Primula clusiana* (Abb. 21), *Potentilla clusiae*, *Saussurea pygmaea*, *Pedicularis rosae* und *Gentiana pumila*, am südöstlichen Gebirgsrand und in den Dolomiten z.B. *Potentilla nitida* (Abb. 22), *Primula wulfeniana*, *Saxifraga squarrosa* und *Gentiana terglouensis*. Auch PIGNATTI & PIGNATTI (2014) betrachten das in der alpinen Stufe der Dolomiten endemische *Potentilletum nitidae* als eine Assoziation mit Reliktcharakter von präglazialer Entstehung, die an senkrechten Felsen die Eiszeiten überdauert hat.

Dass die Randalpen während der Eiszeiten Überdauerungsstandorte für Pflanzenarten der alpinen und nivalen Stufe geboten haben, schlossen bereits CHODAT & PAMPANINI (1902) aus rezenten Verbreitungsbildern. Sie sprachen von „Massivs de Refuges“. Inzwischen sind diese Hypothesen durch zahlreiche molekularbiologische Studien bestätigt, welche die Refugialgebiete und (im Falle der weiter verbreiteten Arten) die postglazialen Wanderwegen rekonstruierten. Es handelt sich also um in-situ Persistenz in Peripher- und Nunataker-Refugien im Sinne von HOLDE-REGGER & THIEL-EGENTER (2009), nicht um Refugien im eisfreien Vorland.

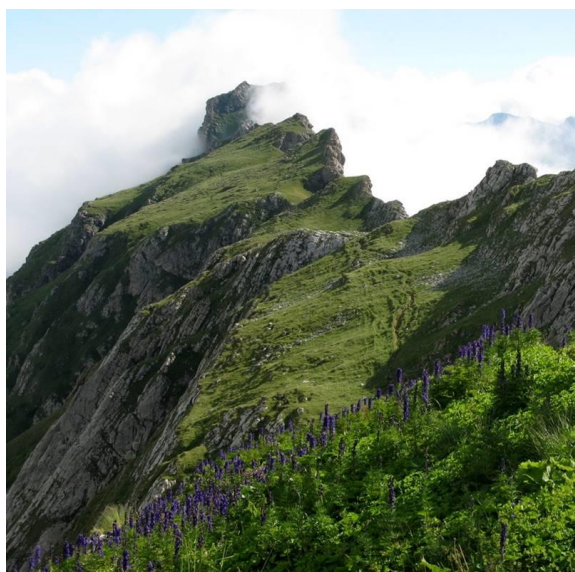


Abb. 20: Felsrasen und Kliffs am Üschinengrat, Berner Alpen.

Fig. 20: Rock turfs and cliffs at Üschinengrat, Berner Alps.



Abb. 21: *Primula clusiana* (aus Lippert 1981).

Fig. 21: *Primula clusiana* (from Lippert 1981).



Abb. 22: *Potentilla nitida*, das Dolomitenfingerkraut (aus Lippert 1981).

Fig. 22: *Potentilla nitida*, the Dolomites Cinquefoil (from Lippert 1981).

TRIBSCH & SCHÖNSWETTER (2003) rekonstruierten aus dem rezenten Arealbild und aus den molekularen Daten zahlreicher Ostalpenendemiten deren Eiszeitrefugien (Abb. 23). Die Refugien C1, 4, 7 und 8 haben exklusive Endemiten aus den Gattungen *Androsace*, *Primula*, *Phyteuma*, *Saxifraga*, *Festuca* und *Sempervivum*. Die meisten sind hochalpine (blau kariert) und subnivale Arten (blaue Kreuze). Eine schöne Synopsis einer Vielzahl von molekularen Studien zur Phylogeographie von 12 alpinen Arten liefern SCHÖNSWETTER et al. (2005). Die meisten Arten überlebten die letzte Eiszeit in den Randalpen, nur wenige (z.B. *Eritrichium nanum*) auf einzelnen Nunatakern im Zentralalpenbereich. Es gibt nur wenige Fernausbreitungsereignisse und die potenziellen Areale sind nacheiszeitlich nicht ausgefüllt worden. Dies gilt für die Alpen insgesamt: Die aktuellen Umweltbedingungen liefern keine Erklärung der Endemismenzentren der Alpen, sondern nur die Paläodaten (Vereisung) (TRIBSCH 2004, AESCHIMANN et al. 2011 a, b). Es scheint also im heutigen Verbreitungsbild der lokalendemischen Polsterstauden der Kalkfelsklüfte und –rasen das eiszeitliche Refugialvorkommen durch. ESSL et al. (2011) vermuten Ausbreitungslimitierung bei Gefäßpflanzen und anderen Organismengruppen als Erklärung für die bessere Übereinstimmung der Diversitäts- und Endemitenmuster mit den potenziellen Glazialrefugien denn mit aktuellen Umweltvariablen.

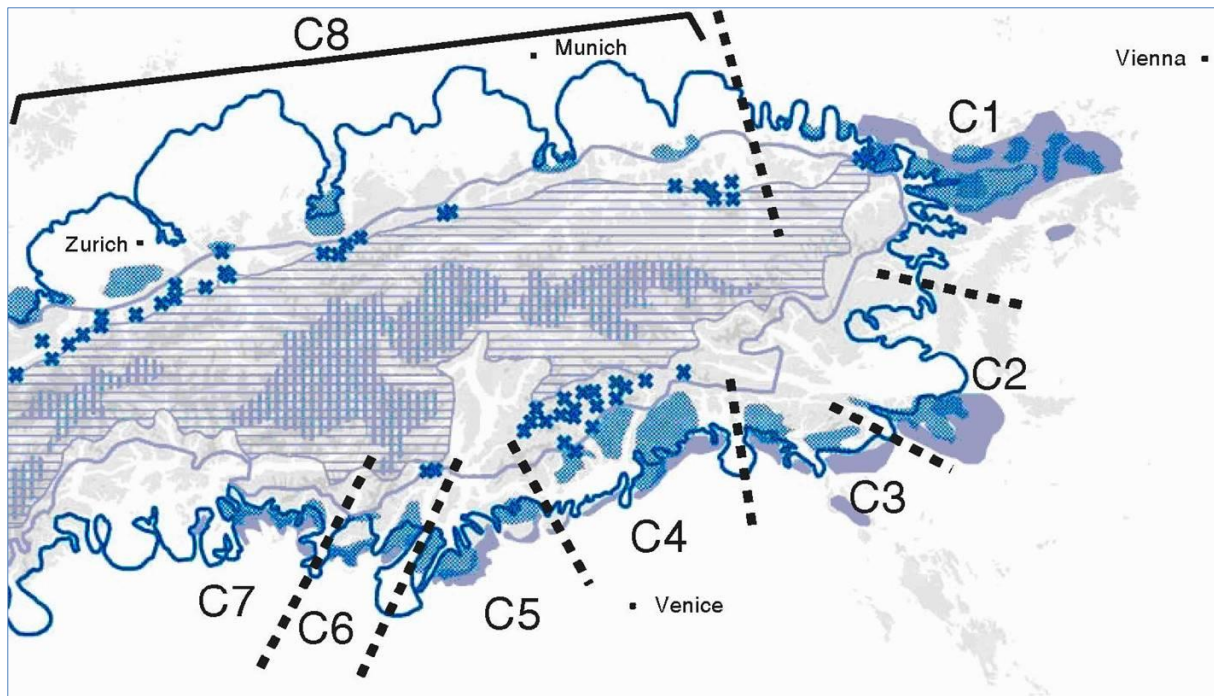


Abb. 23: Glazialrefugien (C1-C8) für kalkliebende Felspflanzen in den Ostalpen (aus TRIBSCH & SCHÖNSWETTER 2003).

Fig. 23: Glacial refugia (C1-C8) for calcicolous rock plants in the Eastern Alps (from TRIBSCH & SCHÖNSWETTER 2003).

4. Diskussion

Wie an drei Beispielen aus dem Mittelmeerraum, der nördlichen Paläotropis und den Ostalpen gezeigt werden konnte, sind es historische Prozesse in ganz verschiedenen Zeitskalen, welche die aktuelle Artenzusammensetzung mitbestimmen. Die heutigen Vergesellschaftungen ergeben sich nicht nur aus der Wirkung der derzeitigen Umweltfilter auf den regionalen Artenpool, sondern es werden floristische und räumliche Muster sichtbar, hinter denen historische Effekte (insbesondere frühere Klimabedingungen) stecken. Ferner werden evolutive Prozesse (Fallbeispiele 1 und 2) und Ausbreitungslimitierungen (Fallbeispiele 2 und 3) der beteiligten Sippen sichtbar. Durch die in den letzten Jahrzehnten entwickelten molekulargenetischen Methoden sind nun gesicherte Aussagen zum Zeitpunkt der Differenzierung einiger der beteiligten Sippen möglich und damit zum Entstehungszeitpunkt dieser historischen Muster. Sie reichen vom Mittleren Miozän (Fallbeispiel 1) über das Späte Miozän, das Pliozän und Quartär (Fallbeispiel 2) bis zur letzten Eiszeit (Fallbeispiel 3).

Die Beispiele 1 (*Kleinio-Carallumetia*) und 2 (*Adiantetia*) bestätigen die Hypothese von DAVIS (1951) und SNOGERUP (1971), dass Felshabitate als evolutive Falle fungieren. Unter den Chasmodontophyten sind ursprüngliche Taxa überrepräsentiert. Die Felshabitate beherbergen phylogenetische Relikte. Viele Taxa sind durch erdgeschichtliche Zeiträume hindurch miteinander vergesellschaftet und bilden „alte“ Gesellschaften mit Ko-Evolution. Sie folgen also in den beiden Modellen bei WHITTAKER (1975) (Abb. 24) eher der linken Version und sind nicht, wie rechts dargestellt, nur zeitweilige Schicksalsgemeinschaften im Laufe der Erdgeschichte. In letzterem

Fall wechseln die Arten im Zeitverlauf die Assoziierung und treten bei der Speziation in neue zöologische Zusammenhänge ein. Die heute gemeinsam wachsenden Arten sind aus verschiedenen Vorläufergesellschaften neu zusammengetreten. Im linken Teil des Modells sind die Arten vergesellschaftet auf Grund gemeinsamen Vorkommens in einer Vorläufergesellschaft.

Die *Kleinio odorae*-*Carallumetea penicillatae* und die *Kleinio neriifoliae*-*Euphorbietea canariensis* sind ein beeindruckendes Beispiel für Parallelevolution über große Distanzen (viele Tausend Kilometer) und lange Zeiträume (seit dem Miozän) hinweg.

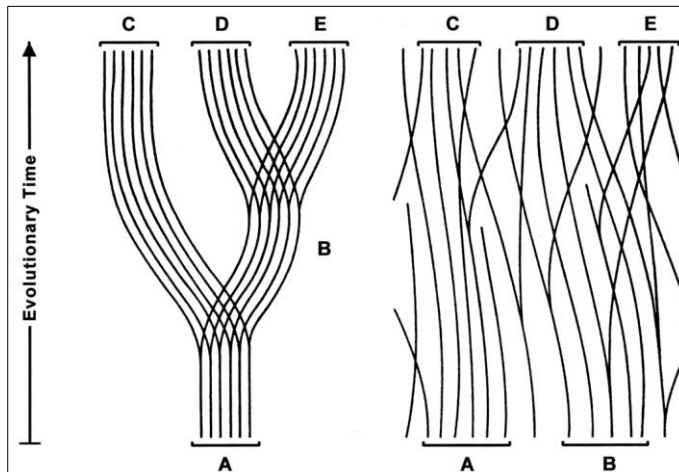


Abb. 24: Evolution von Pflanzenarten und Veränderungen der Pflanzengesellschaften durch die Zeit (nach WHITTAKER 1975) (A-B frühere, C-E heutige Gesellschaften).

Fig. 24: Evolution of plant species and changes in plant communities through time (from WHITTAKER 1975) (A-B former, C-E actual communities).

Der Anteil vikariierender Sippen in Felsgesellschaften ist ebenfalls höher als in Vegetationstypen anderer Lebensräume (DEIL 1999). Dies ist zum einen eine Folge der Konstanz dieser Lebensräume durch Zeit und Raum, zum anderen eine Konsequenz der hohen phylogenetischen Nischenkonstanz der Sippen. Dies meinen DAVIS (1951) und SNOGERUP (1971), wenn sie von evolutiver Falle sprechen: Das Felsmilieu erfordert relativ spezielle Anpassungen (u.a. Langlebigkeit, langsames Wachstum, geringer reproduktiver Aufwand, Achorie oder Nahausbreitungsstrategien) die insgesamt dem Stress-Toleranz-Syndrom in Sinne von GRIME (1988) entsprechen. Standortsicherung der Population geht vor Neubesiedlung, oder wie FREY et al. (2001) es formulieren: Siedeln geht vor Ausbreitung und Neubesiedlung. Wenn diese Anpassungen einmal erfolgten, dann ist es offenbar recht unwahrscheinlich, dass die Evolution wieder in ein anderes Milieu hinein erfolgt.

Nischenkonservatismus bedeutet dann: Nach einer geographischen Trennung der Areale der Ausgangssippen kann es zwar zu allopatrischer Artbildung kommen, die neu entstehenden Arten verbleiben jedoch im selben ökologischen und soziologischen Zusammenhang. Es tritt also Speziation ohne ökologische Divergenz ein. Betrifft dieser Prozess mehrere oder viele der beteiligten Sippen gleichzeitig, so tritt Parallelevolution im Sinne von WHITTAKER (1975) (Abb. 24) bzw. Diacladogenese sensu BOUCOT (1978) auf. Das Ergebnis sind Parallelgesellschaften sensu KORNAS (1972). DEIL (1992) spricht von vikariierenden Pflanzengesellschaften i.e. Sinne, BROOKS & MCLENNAN (1983) von „association by descent“. Die heutige floristische Zusammensetzung der vikariierenden Gesellschaften erlaubt Rückschlüsse auf die Artenkombination der Vorläufergesellschaft.

Historische Muster werden besonders sichtbar bei den Gesellschaften der Sickerwasserhalbhöhlen (*Adiantetea*). Dies hat mehrere Gründe:

- 1) Die Wuchsorte haben als geomorphologische Elemente eine hohe Konstanz in Raum und Zeit.
- 2) Das Habitat bietet konstante Umweltbedingungen. Die Wasserversorgung ist durch das Kluftwasser gut abgepuffert und weitgehend unabhängig von Niederschlagsschwankungen des Regionalklimas. Die Standorte sind sowohl stenohygrisch als auch stenotherm und bieten daher günstige Überlebensmöglichkeiten für feuchtebedürftige Sippen, auch bei Trocken- und Kälteperioden.
- 3) Die Standorte sind räumlich isoliert, die Populationen klein. Wenn die Arten auf Nahausbreitung evolviert sind, wie dies bei *Pinguicula* (geoautochor) der Fall ist, dann sind Fernausbreitungsereignisse selten. Gendrift, Gründereffekte und allopatrische Speziation sind wahrscheinlich. Es kommt zur Ausbildung eines Mosaiks von ökologisch und soziologisch vikariierenden Arten.

Aus diesen Gründen beherbergen die *Adiantetea* sowohl Arten mit Reliktmerkmalen (phylogenetische Relikte) als auch Restvorkommen von Taxa, die in feuchteren Klimaepochen weiter verbreitet waren (pflanzengeographische Relikte).

Zur Klassifizierung von Pflanzengesellschaften mit vikariierenden Assoziationscharakterarten hat DEIL (1996) das Coeno-Syntaxon-Konzept vorgeschlagen: Supraspezifische Taxa werden zur Kennzeichnung und Benennung von höherrangigen Syntaxa, z.B. Coeno-Verbänden (Abb. 13) verwendet. Als taxonomisch vielversprechendes Niveau haben sich Untergattungen und Sektionen erwiesen (DEIL 1999, Abb. 2). Bei diesem Ansatz geht es um die Entdeckung der zönologischen Bindung von Formenkreisen an bestimmte Vegetationseinheiten und Habitate und um deren Evolutiongeschichte. Die Kenntaxa der Coeno-Verbände der *Adiantetea* sind schon im Tertiär in dieses Milieu eingetreten und haben hierin eine allopatrische Speziation ohne ökologische Radiation durchlaufen, sind also nischenkonstant.

Ein Extrembeispiel eines Coeno-Syntaxon ist die Klasse *Petrocoptido-Sarcocapneta*. Sie vereinigt die fast stets monospezifischen Gesellschaften in trockenen Balmen im SW-Mediterranen. Nur durch Rückgriff auf die Gattungsebene kann ein den Assoziationen gemeinsames Klassentaxon gefunden werden. Verbindendes Element ist die Gattung *Sarcocapnos*, eine Fumarioideae (LIDEN 1986).

Das dritte Fallbeispiel, die Felsrasen des *Caricetum firmae*, illustriert die Rolle der Felshabitate als Refugien während der letzten Eiszeit. Es zeigt, dass die Kalkfelsspalten der Ostalpen hochendemischen Polsterstauden als geographische Relikte beherbergen. Dass der Anteil stenochorer Arten in der Felsflora besonders hoch ist, zeigen verschiedenste Studien, z.B. PAWLOWSKI (1970) für die Alpen, HEIN et al. (1998) für den Taurus, DEIL & GALÁN DE MERA (2002) für Marokko und BERGMEIER (2002) für Kreta. Als Erklärung müssen zum einen die Ökologie der Felsstandorte und Gebirge diskutiert werden, zum anderen die Eigenschaften von Felspflanzen.

Ökologie der Felsstandorte: Durch die Vielzahl von edaphischen und bioklimatischen Standorten auf engstem Raum bieten größere Felsmassive Refugien für Pflanzen bei Klimaschwankungen (SNOGERUP 1971, LARSON et al. 2000). Felsen beherbergen z.B. Außenposten von mediterranen Arten in der Halbwüste des Sinai (DANIN 1999), sie bieten bioklimatische Refugien.

Andererseits bieten sie edaphische Trockenstandorte für Phrygana-Arten in Pluvialzeiten (SNOGERUP 1971), wenn die Klimax zu mediterranen Hartlaubgebüsch tendiert.

Ähnlich wie die Abfolge Felsstirn-Halbhöhle-Felsfuß im Mesomaßstab, so bieten Gebirge eine hohe Standortvielfalt in der Makroskala, z.B. durch die bioklimatischen Höhenstufen. MÉDAIL & DIADEMA (2009) geben einen Überblick über Glazialrefugien im Mittelmeerraum. Auf der Basis von phylogeographischen Studien zu 82 Arten kommen sie auf 52 Refugienzentren. Die meisten sind Gebirgsräume: Gebirge pufferten durch die Vielzahl der Habitate und Nischen auf engem Raum (Geodiversität) die Klimaveränderungen des Quartär ab.

Eine Parallele zur Abpufferung von Klimaschwankungen durch kleinräumige ökologische Gradienten und Mikrohabitate nebeneinander in Felsmassiven sind z.B. die enormen Gradienten an Aperaturen, Temperatur und Wasserversorgung im alpinen Bereich, die SCHERRER & KÖRNER (2010, 2011) am Furka-Pass und in Skandinavien mit einer Thermokamera erfasst haben. Die gemessene Variabilität von 7.2 Grad K Bodentemperatur, 10.5 K Oberflächentemperatur und 32 Tagen Aperature ist weit größer als alle vorhergesagten Klimaveränderungen. Bei globalem Anstieg der Temperaturen müssen die Arten nicht mehrere hundert Meter weiter nach oben rücken. Oft reicht es, einige Meter zur Seite zu wandern, um eine globale Erwärmung durch kleinräumigen Habitatwechsel zu kompensieren. Es ist also eine hohe Persistenz des relieforientierten Vegetationsmosaiks in alpinen Ökosystemen zu erwarten. Ähnlich relieforientiert und abiotisch vielfältig sind die Felshabitate. Dem Verfasser sind leider mit Ausnahme von FARRER (1998), LARSON et al. (2000) und SCHROPP (2005) keine detaillierten Untersuchungen der mikroklimatischen Variabilität an Felsen bekannt.

Eigenschaften und Strategien von Felspflanzen: SNOGERUP (1971) nennt eine perenne und halbstrauchige Wuchsform, viele und auffällige Blüten, hohe Keimrate der Samen und fehlende Samenbank als Merkmale der Felspflanzen unter den von ihm untersuchten *Erysimum*-Arten. LAVERNE et al. (2004) haben 20 Artenpaare aus verschiedenen Gattungen in Südfrankreich untersucht, je eine stenochore Felsart und eine eurychore habitat-unspezifische nahe verwandte Art. Die Felsarten zeichnen sich durch kleineren Wuchs, weniger Samenproduktion und geringere oberirdische Konkurrenzkraft aus, andererseits durch eine hohe lokale Persistenz. FREY et al. (1995) analysierten die Lebensstrategien des *Drabo-Hieracietum humilis*, einer Felsspaltengesellschaft der Schwäbischen Alb, und stellen fest: Die Kennarten haben nur geringes Ausbreitungspotential. Es überwiegen Ausdauernde mit Tendenz zur Nahausbreitung (Perennial stayers) die als Glazialrelikte zerstreut verbreitet sind. Ähnliche Beobachtungen machten WILMANN & RUPP (1966) an vier als Glazialrelikte angesehenen Arten im Oberen Donautal (*Draba aizoides*, *Kernera saxatilis*, *Androsace lactea* und *Saxifraga aizoon*). Sie schlossen aus der rezenten Verbreitung und Soziologie, dass nacheiszeitlich nicht das gesamte potentielle Areal ausgefüllt wurde. Aus häufigerem Auftreten in größere Felspartien wurde gefolgert, dass diese als Residualgebiete in der postglazialen Wärmezeit fungierten. Sogar bei Waldbodenarten der europäischen Buchenwälder treten Ausbreitungslimitierungen auf, welche die Eiszeitrefugien südlich der Alpen bis heute nachzeichnen (WILLNER et al. 2009).

Leider liegen für die Charakterarten der hier untersuchten Fallbeispiele nur sehr wenige ausbreitungsbiologische Untersuchungen vor. BLANCA (2001) stellt Geoautochorie für *Pinguicula* fest. Wenn Achorie oder Nahausbreitung bei Felspflanzen häufig sind, dann erklärt dies warum bereits kleinere Felsmassive und Gebirge wie terrestrische Inseln wirken.

Die hier vorgestellten Fallbeispiele von Felshabitaten bestätigten ihre Rolle als Refugien und Reliktstandorte und die phylogenetische Nischen- und physische Wuchsortkonstanz von Chasmophyten, die in Synvikarianz von Felspflanzengesellschaften mündet. Es soll abschließend darauf hingewiesen werden, dass Synvikarianz auch bei ausbreitungsstarken Taxa auftreten kann. Wie sich aus der Übersicht über ganz verschiedene Lebensräume bei DEIL (1999) ergibt, findet man besonders ausgeprägte Synvikarianz-Phänomene in Extremlebensräumen wie salzbeeinflusster Küstenvegetation. Beispiele sind die *Crithmo-Limonietea* und die Klassengruppen der *Spartinea*, *Puccinellia*, *Sarcocornia* und *Cakilea*. CHAPMAN (1977) dokumentiert die Synvikarianzen in Küsten-Haloserien weltweit. BRIDGEWATER & CRESSWELL (1993) zeigen die floristischen Parallelen in Küstensalzmarschen Westaustraliens und des Mittelmeergebietes auf, PEINADO et al. (1995, 2016) solche zwischen Kalifornien und dem europäischen Mittelmeergebiet, MAHDAVI et al. (2017) für Küstenvegetation Europas und Vorderasiens. Eine Erklärung hierfür bietet die Ökologie-Taxon-Kopplungshypothese von SHMIDA (1985): Je extremer der Lebensraum ist und je spezieller das Anpassungssyndrom, desto enger ist der Zusammenhang zwischen ökologisch-soziologischer Gruppe und phylogenetischem Cluster. Ursache der phylogenetischen Nischenkonstanz ist hier, dass es nur wenigen Entwicklungslinien gelingt, in solche Extremhabitate hinein zu evolvieren. Die Taxa können sich in diesen Lebensräumen rasch und weltweit ausbreiten (siehe z.B. die *Salicornieae* in den Salzmarschen, KADEREIT et al. 2006). Dann kommt es zur allopatrischen Speziation ohne ökologische Radiation.

Zusammenfassung

In zahlreichen molekularen Arbeiten zur Phylogenie von Pflanzensippen wird untersucht, ob bestimmte Evolutionslinien zwar neue Arten hervorbringen, diese sich aber ökologisch nicht verändern (phylogenetische Nischenkonstanz). Es wird nur selten der Frage nachgegangen, welche Rolle das Habitat für Nischenkonservatismus spielt. Von der Hypothese von DAVIS (1951) und SNOGERUP (1971) ausgehend, dass das Felsmilieu 1) eine evolutive Falle ist und deshalb besonders viele altertümliche Sippen (phylogenetische Relikte) beherbergt und dass es 2) als Refugium für Pflanzen (geographische Relikte) bei Klimaveränderungen dienen kann, wird die Vegetation von Felsen auf Relikte und Nischenkonstanz untersucht. Grundlage für die drei Fallstudien sind pflanzensoziologische Datensätze aus den Randtropen Afrikas, aus dem Mittelmeergebiet und aus den Ostalpen. Molekulare Stammbäume ausgewählter Sippen geben Hinweise auf den Zeitpunkt der Trennung und die Dauer der Nischenkonstanz.

Der Vergleich von Sukkulntengesellschaften auf Felsen in Südwest-Arabien (Klasse *Kleinio-Carallumetia*) und auf den Kanarischen Inseln (*Kleinio-Euphorbietea*) zeigt eine Vielzahl vikariierender Sippen (Synvikarianz). Der Stammbaum von *Campylanthus* lässt vermuten, dass dieses Vikarianzmuster auf eine Arealzersplitterung der Vorfahren im Mittleren Tertiär zurückgeht. Die Aridisierung Nordafrikas vor ca. 6 Mio. Jahren hat zu der makaronesisch-eritreo-arabischen Großdisjunktion geführt. Die getrennten Arten durchliefen eine allopatrische Speziation ohne ökologische Radiation, blieben also in ihrer Nische.

Die Vegetation von Sickerwasserbalmen (Klasse *Adiantetia capilli-veneris*) im Mediterrangebiet und den angrenzenden Randtropen beherbergt Lokalendemiten, die ein Vikariantenmosaik bilden: Im nordwestlichen Mittelmeergebiet sind es *Pinguicula*-Arten, die in den Halbhöhlen überdauerten, im Südwestmediterranen *Hypericum*-Arten aus der Sektion *Adenosepalum*, und in Arabien und Vor-

derasien *Primula*-Arten aus der Untergattung *Sphondylia*. Diese Vikarianzmuster gehen teils auf das Späte Tertiär zurück, teils sind es Ergebnisse der quartären Klimabedingungen. Die gleichbleibende Wasserversorgung und die Temperaturkonstanz an der Felsoberfläche erlauben in-Situ-Resilienz der Gesellschaften. Daher bieten die *Adiantetea* Refugien für phylogenetische und geographische Relikte.

Am Beispiel des *Caricetum firmae* zeigen sich Reliktphänomene der letzten Eiszeit. Die Felsspalten und alpinen Kalkfelsrasen am Rande der Ostalpen beherbergen endemische Polsterstauden aus Gattungen wie *Potentilla*, *Primula*, *Androsace*, *Gentiana*. Es handelt sich um ausbreitungsschwache Sippen, die auch heute noch in den Eiszeitrefugien festsitzen.

Die heutige Artenzusammensetzung der Felsgesellschaften wird also durch historische Ereignisse mitbestimmt. Es gibt räumliche und floristische Muster, in denen frühere Klimabedingungen, evolutive Prozesse und Ausbreitungslimitierungen sichtbar werden. Felsen bieten durch die Vielzahl von Mikrohabitaten Refugien und beherbergen Relikte. Nischenkonstanz ist in diesem Habitat besonders ausgeprägt und führt zu Vikarianzmustern und Parallelevolution.

Literatur

- ACKERLY, D.D. (2003): Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. – *Int. J. Plant Sci.*, 164: 165-184.
- AESCHIMANN, D., RASOLOFO, N. & THEURILLAT, J.P. (2001 a): Analyse de la flore des Alpes 1: historique et biodiversité. – *Candollea*, 66: 27-55.
- AESCHIMANN, D., RASOLOFO, N. & THEURILLAT, J.P. (2001 b): Analyse de la flore des Alpes 2: biodiversité et chorologie. – *Candollea*, 66: 225-253.
- ANDRUS, N., TRUSTY, J., SANTOS-GUERRA, A., JANSEN, R.K. & FRANCISCO-ORTEGA, J. (2004): Using molecular phylogenies to test phytogeographical links between East/South Africa – Southern Arabia and the Macaronesian Islands – a review, and the case of *Vierea* and *Pulicaria* section *Vieropsis* (Asteraceae). – *Taxon*, 53: 333-346.
- ANSALDI, M. & CASPER, J. (2009): *Pinguicula mariae* Casper nova spec. and *Pinguicula apuana* Casper et Ansaldo nova spec. – A contribution to the occurrence of the genus *Pinguicula* L. (Lentibulariaceae) in the Apuan Alps (Italy). – *Wulfenia*, 16: 1-31.
- AXELROD, D.J. & RAVEN, P.H. (1978): Late Cretaceous and Tertiary vegetation history of Africa. – In: WERGER, M.J.A. (ed): *Biogeography and ecology of Southern Africa*: 77-130. The Hague.
- BERGMEIER, E. (2002): The vegetation of high mountains of Crete – a revision and multivariate analysis. – *Phytocoenologia*, 32: 205-249.
- BIZZARRI, M.P. (1970): *Adumbratio Florae Aethiopicae* 21: Primulaceae. – *Webbia*, 24: 635-698.
- BLANCA, G. (2001): *Pinguicula* L. – In: PAIVA, J. et al. (eds): *Flora Iberica*, vol. 14: 81-96. Madrid.
- BLANCA, G., RUIZ-REJON, M. & ZAMORA, R. (1999): Taxonomic revision of the genus *Pinguicula* L. in the Iberian Peninsula. – *Folia Geobot. Phytotax.*, 34: 337-361.

- BOUCOT, A.J. (1978): Community evolution and rates of cladogenesis. – *Evolutionary Biology*, 11: 545-655.
- BRAMWELL, D. (1976): The endemic flora of the Canary Islands: distribution, relationships and phytogeography. – In: KUNKEL, G. (ed.): *Biogeography and ecology in the Canary Islands*: 207-240. The Hague.
- BRAMWELL, D. (1985): Contribución a la biogeografía de las Islas Canarias. – *Bot. Macaronésica*, 14: 3-34.
- BRIDGEWATER, P. & CRESSWELL, I.D. (1993): Phytosociology and phytogeography of coastal saltmarshes in Western Australia. – *Fragm. Florist. Geobot, Suppl.* 2: 609-629. Krakau.
- BROOKS, D.R. & MCLENNAN, D.A. (1993): Historical ecology: examining phylogenetic components of community evolution. – In: RICKLEFS, R.E. (ed.): *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*: 267-280.
- CARTER, S., LAVRANOS, J.J., NEWTON, L.E. & WALKER, C.C. (2011): *Aloes: the definitive guide*. – Kew.
- CASPER, S.J. (1966): Monographie der Gattung *Pinguicula*. – *Bibl. Botan.*, 127/128. Stuttgart.
- CASPER, S.J. & STEIGER, J. (2001): A new *Pinguicula* (Lentibulariaceae) from the pre-alpine region of northern Italy (Friuli-Venezia Giulia): *Pinguicula poldinii* Steiger et Casper spec. nov. – *Wulfenia*, 8: 27-37.
- CAVENDER-BARES, J., KOZAK, K.H., FINE, P.V.A. & KEMBEL, S.W. (2009): The merging of community ecology and phylogenetic biology. – *Ecology Letters*, 12: 693-715.
- CHAPMAN, V.J. (1977): Introduction. – In: CHAPMAN, V.J. (ed.): *Wet coastal ecosystems = Ecosystems of the World 1*: 1-29.
- CHODAT, R. & PAMPANINI, R. (1902): Sur la distribution des plantes des Alpes Austro-Orientales, et plus particulièrement d'un choix des plantes des Alpes cadoriques et vénitiennes. – *Le Globe* (Genève), 41: 109-121.
- CHYTRY, M. & SPRIBILLE, T. (eds.) (2002): *Vegetation of circumboreal coniferous forests*. – Spec. Feature in Vegetation Science 18. Opulus Press.
- CIESLAK, T., POLEPALLI, J.S., WHITE, A., MÜLLER, K., BORH, T., BARTHOLOTT, W., STEIGER, J., MARCHANT, A. & LEGENDRE, L. (2005): Phylogenetic analysis of *Pinguicula* (Lentibulariaceae). Chloroplast DNA sequences and morphology supports several geographical distinct radiations. – *Am. Journ. Bot.*, 92: 1723-1736.
- CONTI, F. & PERUZZI, L. (2006): *Pinguicula* (Lentibulariaceae) in central Italy: taxonomic study. – *Ann. Bot. Fennici*, 43: 321-337.
- CRISP, M.D. & COOK, L.G. (2012): Phylogenetic niche conservatism: What are the underlying evolutionary and ecological causes? – *New Phytologist*, DOI 10.1111/j.1469-8137.2012.04298x.
- DAKSKOBLER, I., MARTINCIC, E. & ROJSEK, D. (2014): Phytosociological analysis of communities with *Adiantum capillus-veneris* in the foothills of the Julian Alps. – *Hacquetia*, 13 (2): 235-258.
- DANIN, A. (1983): *Desert vegetation of Israel and Sinai*. - Jerusalem.

- DANIN, A. (1986): Flora and vegetation of Sinai. – In HEDGE, I.C. (ed.): Plant life of South-West Asia. – Proc. Royal Soc. Edinburgh, 89 B: 159-168.
- DANIN, A. (1999): Desert rock as plant refugia in the Near East. – The Botanical Review, 62: 93-170.
- DAVIS, P.H. (1951): Cliff vegetation in the eastern Mediterranean. – J. Ecol., 39: 63-93.
- DE CASTRO, O., INNANGI, M., DI MAIO, A., MENALE, B., BACCHETTA, G., PIRES, M., NOBLE, V., GESTRI, G., CONTI, F. & PERUZZI, L. (2016): Disentangling phylogenetic relationships in a hotspot of diversity: the Butterworts (*Pinguicula* L., Lentibulariaceae) endemic to Italy. – PloS ONE, 11 (12): e0167610.
- DEIL, U. (1989): Fragmenta Phytosociologica Arabiae - Felicis II - Adiantetea-Gesellschaften auf der Arabischen Halbinsel, Coenosyntaxa in dieser Klasse sowie allgemeine Überlegungen zur Phylogenie von Pflanzengesellschaften. – Flora, 182: 247-264.
- DEIL, U. (1992): Vicariance, pseudovicariance et correspondance - reflexions sur quelques notions de taxonomie et de syntaxonomie et les possibilités d'une approche symphylogénétique. – Coll. Phytosoc., 18: 165-178.
- DEIL, U. (1994): Klassifizierung mit supraspezifischen Taxa und symphylogenetische Ansätze in der Vegetationskunde. – Phytocoenologia, 24: 677-694.
- DEIL, U. (1996): Zur Kenntnis der Adiantetea-Gesellschaften des Mittelmeerraumes und umliegender Gebiete - mit allgemeinen Überlegungen zur ökologischen Skalierung ihrer Standorte und zur Sättigung von Pflanzengesellschaften. – Phytocoenologia, 26: 481-536.
- DEIL, U. (1999): Synvikarianz und Symphylogenie - zur Evolution von Pflanzengesellschaften. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft, 11: 223-244.
- DEIL, U. (2014): Rock communities and succulent vegetation in Northern Yemen (SW Arabia) – ecological, phytochorological and evolutionary aspects. – Phytocoenologia, 44: 193-234.
- DEIL, U. & GALAN DE MERA, A. (2002): Contribution à la connaissance de la phytosociologie et de la biogéographie des groupements rupicoles calcaires du Maroc. – Bull. Inst. Sci. Univ. Mohammed V, 20: 87-111.
- DEIL, U. & MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (1984): Fragmenta Phytosociologica Arabiae-Felicis I – Eine *Euphorbia balsamifera*-Gesellschaft aus dem jemenitischen Hochland und ihre Beziehungen zu makaronesischen Pflanzengesellschaften. – Flora, 175: 407-426.
- DEL ARCO AGUILAR, M.J. (ed.) (2006): Mapa de vegetación de Canarias. – La Laguna.
- DONOGHUE, M.J. & SMITH, S.A. (2004): Patterns in the assembly of temperate forests around the Northern Hemisphere. – Philosoph. Transactions Roy. Soc. London, Ser. B: Biol. Sci., 359: 1633-1644.
- ESSL, F., DULLINGER, S., PLUTZAR, C., WILLNER, W. & RABITSCH, W. (2011): Imprints of glacial history and current environment on correlations between endemic plants and invertebrate species richness. – J. Biogeogr., 38: 604-616.
- FARRER, D.R. (1998): The tropical flora of rockhouse cliff formations in the eastern United States. – J. Torrey Bot. Club, 125: 91-108.

- FOUCAULT, B. DE (2015): Contribution au prodrome des végétations de France: les *Adiantetea capilli-veneris* Braun-Blanquet ex Braun-Blanq., Roussine & Nègre 1952. – *Acta Botanica Gallica*, 162: 375-403.
- FREY, W., HENSEN, I. & KÜRSCHNER, H. (1995): *Drabo-Hieracietum humilis* (Habichtskraut-Felsspaltengesellschaft) – Lebensstrategien von Felsspaltenbesiedlern. – *Bot. Jahrb. Syst.* 117: 249-272.
- FREY, W., WEPPLER, T. & KÜRSCHNER, H. (2001): *Caricetum curvulae* (Krummseggenrasen) – Lebensstrategienanalyse einer alpinen Pflanzengesellschaft. – *Tuexenia*, 21: 193-205.
- GIOVAGNOLI, L. & TASINAZZO, S. (2012): *Hymenostylium recurvirostris*-*Pinguiculetum poldinii* ass. nova in the Valbrenta ravines (Venetian Prealps): a new palaeoendemic plant association belonging to the class *Adiantetea* Br.-Bl. 1948. – *Plant Sociology*, 29 (2): 49-58.
- GRIME, J.P. (1988): The C-S-R model of primary plant strategies – origins, implications and tests. – In: GOTTLIEB, L.D. & JAIN, S.K. (eds.): *Plant evolutionary biology*: 371-393. London.
- HABEL, J.C. & ASSMANN, TH. (eds.) (2010): *Relict species: Phylogeography and conservation biology*. - Berlin.
- HEIN, P., KÜRSCHNER, H. & PAROLLY, G. (1998): Phytosociological study on high mountain plant communities of the Taurus Mountains (Turkey). 2. Rock communities. – *Phytocoenologia*, 28: 465-563.
- HJERTSON, M. (2003): Revision of the disjunct genus *Campylanthus* (Scrophulariaceae). – *Edinb. J. Bot.*, 60: 131-174.
- HJERTSON, M., HENROT, J. & THULIN, M. (2008): *Campylanthus hajarensis* sp. nov. and a new record of *Campylanthus* from Oman. – *Nord. J. Bot.*, 26: 35-37.
- HOLDEREGGER, R. & THIEL-EGENTER, C. (2009): A discussion of different types of glacial refugia used in mountain biogeography and phylogeography. – *J. Biogeogr.*, 36: 476-480.
- JORGENSEN, T.H. & OLESEN, J.M. (2001): Adaptive radiation of island plants: evidence from *Aeonium* (Crassulaceae) of the Canary Islands. – *Perspect. Ecol. Evol. Syst.*, 4: 29-42.
- KADEREIT, G., MUCINA, L. & FREITAG, H. (2006): Phylogeny of *Salicornioideae* (Chenopodiaceae): diversification, biogeography, and evolutionary trends in leaf and flower morphology. – *Taxon*, 55: 617-642.
- KEPPEL, G., VAN NIEL, K.P., WARDELL-JOHNSON, G.W., YATES, C.J., BYRNE, M., MUCINA, L., SCHUT, A.G.T., HOOPER, S.D. & FRANKLIN, S.E. (2012): Refugia: Identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. – *Global Ecology and Biogeography*, 21: 393-404.
- KORNAS, J. (1972): Corresponding taxa and their ecological background in the forests of Temperate Eurasia and North America. - In: VALENTINE, D.H. (ed.): *Taxonomy, Phytogeography and Evolution*: 37-59. London.
- KRAFT, N.J.B., CORNWELL, W.K., WEBB, C.O. & ACKERLY, D.D. (2007): Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. – *Am Nat.*, 170: 271-283.

- LARSON, D.W., MATTHES, U., GERRATH, J.A., LARSON, N.W.K., GERRATH, J.M., NEKOLA, J.C., WALKER, G.L., POREMBSKI, S. & CHARLTON, A. (2000): Evidence for the widespread occurrence of ancient forests on cliffs. – *J. Biogeogr.*, 27: 319-331.
- LAVERGNE, S., THOMPSON, J.N., GARNIER, E. & DEBUSSCHE, M. (2004): The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. – *Oikos*, 107: 505-518.
- LEGENDRE, L. (2000): The genus *Pinguicula* L. (Lentibulariaceae) an overview. – *Acta Bot. Gallica*, 147: 77-95.
- LIDEN, M. (1986): Synopsis of Fumariodeae (Papaveraceae) with a monograph of the tribe Fumariceae. – *Opera Bot.*, 88: 5-133.
- LIPPERT, W. (1981): Fotoatlas der Alpenblumen. – 260pp, München.
- LÖSCH, R. (1987): Die Produktionsphysiologie von *Aeonium gorgoneum* und anderer nicht-kanarischer Aeonien (Phanerogamae: Crassulaceae). – *Cour. Forsch.-Institut Senckenberg*, 95: 201-209.
- MAHDAVI, P., ISERMANN, M. & BERGMEIER, E. (2017): Sand habitats across biogeographical regions at species, community and functional level. – *Phytocoenologia*, 47: 139-165.
- MAST, A.R., KELSO, S., RICHARDS, A.J., LAND, D.J., FELLER, D.M.S. & CONTI, E. (2001): Phylogenetic relationship in *Primula* L. and related genera (Primulaceae) based on non-coding chloroplast DNA. – *Int. J. Plant Sci.*, 161: 1381-1400.
- MEDAIL, F. & DIADEMA, K. (2009): Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. – *J. Biogeography*, 36: 1333-1345.
- MEDWECKA-KORNAS, A. (1961): Some floristically and sociologically corresponding forest associations in the Montreal region of Canada and in Central Europe. – *Bull. Acad. Polon. Sci., Cl. II* 9 (6) : 255-260.
- MESEGUER, A.S., ALDASORO, J.J. & SANMARTIN, I. (2013): Bayesian inference of phylogeny, morphology and range evolution reveals a complex evolutionary history of St. John wort (*Hypericum*). – *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 67: 379-403.
- MESEGUER, A.S., LOBO, J.M., REE, R., BEERLING, D.J. & SANMARTIN, I. (2015): Integrating fossils, phylogenies and niche models into biogeography to reveal ancient evolutionary history: the case of *Hypericum* (Hypericaceae). – *Syst. Bot.*, 64: 215-232.
- MEUSEL, H. (1965): Die Reliktvegetation der Kanarischen Inseln in ihren Beziehungen zur süd- und mitteleuropäischen Flora. – In GERSH, M. (ed.): *Gesammelte Vorträge über moderne Probleme der Abstammungslehre Teil I*: 177-136. Jena.
- MORT, M.E., SOLTIS, D.E., SOLTIS, P.S., FRANCISCO-ORTEGA, J. & SANTOS-GUERRA, A. (2002): Phylogenetics and evolution of the Macaronesian clade of Crassulaceae inferred from nuclear and chloroplast sequence data. – *Systematic Botany*, 27: 271-288.
- NOWAK, A., NOBIS, M., NOWAK, S., & NOBIS, A. (2014): Distribution, ecology and conservation status of *Dionysia involucrata* Zaprjag., an endangered endemic of Hissar Mts (Tajikistan, Middle Asia). – *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 83: 123-135.

- NÜRK, N.M., MADRIÑAN, S., CARINE, M.A., CHASE, M.W. & BLATTNER, F.R. (2013): Molecular phylogenetics and morphological evolution of St. John's wort (*Hypericum*; Hypericaceae). – Molecular Phylogenetics and Evolution, 66: 1-16.
- OMAR, K. (2014): Assessing the conservation status of the Sinai Primrose (*Primula boveana*). – Middle-East J. Sci. Res., 21: 1027-1036.
- PAWLOWSKI, B. (1970): Remarques sur l'endémisme dans la flore des Alpes et des Carpates. – Vegetatio, 21: 181-243.
- PEINADO, M., ALCARAZ, F., AGUIRRE, J.L., DELGADILLO, J. & ALVAREZ, J. (1995): Similarity of zonation within Californian-Baja Californian and Mediterranean salt marshes. – Southwestern Naturalist, 40: 388-405.
- PEINADO, M., AGUIRRE, J.L., OCAÑA-PEINADO, F.M. & DELGADILLO, J. (2016): A phytosociological survey of the halophytic vegetation of North America's temperate-boreal Pacific coast. – Phytocoenologia, 46: 357-382.
- PELSER, P.B., NORDENSTAM, B. & KADEREIT, J.W. (2007): An ITS phylogeny of tribe Senecioneae (Asteraceae) and a new delimitation of *Senecio* L. – Taxon, 56: 1077-1104.
- PENTECOST, A. (1996): Moss growth and travertine deposition: the significance of photosynthesis, evaporation and degassing of carbon dioxide. – J. Brol., 19: 229-234.
- PETERSON, A.T. (2011): Ecological niche conservatism: a time structured review of evidence. – J. Biogeogr., 38: 817-827.
- PETERSON, A.T., SOBERON, J. & SANCHEZ-CORDERO, V. (1999): Conservatism of ecological niches in evolutionary time. – Science, 285: 1265-1267.
- PIGNATTI, E. & PIGNATTI, S. (2014): Plant life of the Dolomites. Vegetation structure and ecology. – 769 pp, Heidelberg.
- QUEZEL, P. (1965): La végétation du Sahara. Du Tchad à la Mauritanie. – Stuttgart.
- QUINTANA VEGA, G., SALAS PASCUAL, M. & FERNANDEZ NEGRIN, E. (2006) : Contribución al estudio de las comunidades rupícolas de la vertiente norte de Gran Canaria (Islas Canarias). – Lazaroa, 27: 89-102.
- RASBACH, H., RASBACH, K., JERÔME, C. & SCHROPP, G. (1999): Die Verbreitung von *Trichomanes speciosum* Willd. (Pteridophyta) in Südwestdeutschland und in den Vogesen. – Carolea, 57: 27-42.
- RICHARDS, J. (2002): *Primula*. - 2. ed., London.
- RIOUX, J. & QUEZEL, P. (1949): Contribution à l'étude des groupements rupicoles endémique des Alpes-Maritimes. – Vegetatio, 2, 1-13.
- ROBSON, N.K.B. (1981): Studies in the genus *Hypericum* L. (Guttiferae). 2. Characters of the genus. - Bull. Brit. Mus. nat. Hist. (Bot.), 8: 55-226.
- ROBSON, N.K.B. (1996): Studies in the genus *Hypericum* L. (Guttiferae) 6. Sections 20 Myriandra to 28. Elodes. – Bull. Nat. History Museum, Botany, 26: 75-217.

- ROBSON, N.K.B. (2012): Studies in the genus *Hypericum* L. (Hypericaceae) 9. Addenda, corrigenda, keys, lists and general discussion. – *Phytotaxa*, 72: 1-111.
- RUMSEY, F.J., JERMY, A.C. & SHEFFIELD, C. (1998): The independent gametophytic stage of *Trichomanes speciosa* Willd. (Hymenophyllaceae), the Killarney fern and its distribution in the British Isles. – *Watsonia*, 22: 1-19.
- SANMARTIN, I., ANDERSEN, C.L., ALCARON, M., RONQUIST, F. & ALDASORO, J.J. (2010): Bayesian island biogeography in a continental setting: the African Randflora case. – *Biology Letters*, 6: 703-717.
- SCHERRER, D. & KÖRNER, C. (2010): Infra-red thermometry of alpine landscapes challenges climate warming projections. – *Global Change Biology*, 16: 2602-2613.
- SCHERRER, D. & KÖRNER, C. (2011): Topographically controlled thermohabitat differentiation buffers alpine plant diversity against climate warming. – *J. Biogeogr.*, 38: 406-416.
- SCHÖNSWETTER, P., STEHLIK, I., HOLDEREGGER, K. & TRIBSCH, A. (2005): Molecular evidence for glacial refugia of mountain plants in the European Alps. – *Molecular Ecology*, 14: 3547-3555.
- SCHROPP, G. (2005): Pflanzen in Balmen. Beobachtungen zur kleinräumigen Dynamik und mikroklimatische Untersuchungen. – Dissertation Freiburg. 130. S.
- SCHUHWERK, F. (1990): Relikte und Endemiten in Pflanzengesellschaften Bayerns - eine vorläufige Übersicht. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, 61: 303-323.
- SHMIDA, A. (1985): Biogeography of the desert floras of the world. – In: EVENARI, M. & NOY-MEIR, I. (eds.): *Hot deserts*: 23-77. Amsterdam.
- SNOGERUP, S. (1971): Evolutionary and plant geographical aspects on chasmophytic communities. – In: DAVIS, P.H., HARPER, P. & HEDGE, J.E. (eds.): *Plant Life of Southwest Asia*. 157-170. Edinburgh.
- SUTTER, R. (1969): Ein Beitrag zur Kenntnis der soziologischen Bindung Süd-Südostalpiner Reliktendemismen. – *Acta Bot. Croat.*, 28: 349-366.
- THIV, M., ELSFELD, K. & KOCH, M. (2010 a): Studying adaptive radiation at the molecular level: a case study in the Macaronesian Crassulaceae – Sempervivoideae. – In: GLAUBRECHT, M. (ed.): *Evolution in action – Adaptive radiations and the origin of biodiversity*: 39-59, Heidelberg.
- THIV, M., THULIN, M., HJERTSON, M., KROPF, M. & LINDER, H.P. (2010 b): Evidence for a vicariant origin of Macaronesian – Eritreo-Arabian disjunctions in *Campylanthus*. – *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 54: 607-616.
- TOMASELLI, M., FOGGI, B., CARBOGNANI, M., GENNAI, M. & PETRAGLIA, A. (2018): The rock face vegetation in the northern Apennines and neighbouring mountain areas, from the coast line to the highest summits. – *Phytocoenologia* DOI 10.1127/phyto/2018/0177.
- TRIBSCH, A. (2004): Areas of endemism of vascular plants in the Eastern Alps in relation to Pleistocene glaciation. – *J. Biogeography*, 31: 737-760.

- TRIBSCH, A. & SCHÖNSWETTER, P. (2003) Patterns of endemism and comparative phylogeography confirm palaeoenvironmental evidence for Pleistocene refugia in the Eastern Alps. – *Taxon*, 52: 477-497.
- TRIFT, I., LIDEN, M. & ANDERBERG, A.A. (2004): Phylogeny and biogeography of *Dionysia*. – *Int. J. Pl. Sci.*, 165: 845-860.
- WALTER, H. (1954): Grundlagen der Pflanzenverbreitung.- Stuttgart.
- WASOF, S., LENOIR, J., AARRESTAD, P.A., ALSOS, I.G., ARMBRUSTER, W.S., AUSTRHEIM, G., BAKKESTUEN, V., BRIKS, H.J.B., BRÄTHEN, K.A., BROENNIMANN, O., BRUNET, J., BRUUN, H.H., DAHLBERG, C.J., DIEKMANN, M., DULLINGER, S., DYNESIUS, M., EJRAES, R., GÉGOUT, J.-C., GRAAE, B.J., GRYTNES, J.-A., GUISAN, A., HYLANDER, K., JÓNSDÓTTIR, I.S., KAPFER, J., KLANDERUD, K., LUOTO, M., MILBAU, A., MOORA, M., NYGAARD, B., ODLAND, A., PAULI, H., RAVOLAINEN, V., REINHARDT, S., SANDVIK, S.M., SCHEI, F.H., SPEED, J.D.M., SVENNING, J.-C., THUILLER, W., TVERAABAK, L.U., VANDVIK, V., VELLE, L.G., VIRTANEN, R., VITTOZ, P., WILLNER, W., WOHLGEMUTH, T., ZIMMERMANN, N.E., ZOBEL, M. & DECOCQ, G. (2015): Disjunct populations of European vascular plant species keep the same climatic niches. – *Global Ecology and Biogeography*, 24: 1401-1412.
- WEBB, C.O., ACKERLY, D.D., MCPEEK, M.A. & DONOGHUE, M.J. (2002): Phylogenies and community ecology. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 33: 475-505.
- WENDELBO, P. (1961 a): Studies in Primulaceae I. A monograph of the genus *Dionysia*. – *Acta Univ. Bergen, Mat.-nat. Ser* 1961, No 3, 83pp.
- WENDELBO, P. (1961 b): Studies in Primulaceae II. An account of *Primula* subgenus *Sphondylia* (Syn. Sect. *Floribundae*). – *Arb. Univ. Bergen, Mat.-nat. Ser.*, 11: 5-49.
- WHITTAKER, R.H. (1975): *Communities and Ecosystems*. - London.
- WIENS, J.J., ACKERLY, D.D., ALLEN, A.P., ANACKER, B.L., BUCKLEY, L.B., CORNELL, H.V., DAMSCHEN, E.I., DAVIES, T.J., GRYTNES, J.-A., HARRISON, S.P., HAWKINS, B.A., HOLT, R.D., MCCAIN, C.M. & STEPHENS, P.R. (2010): Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. – *Ecology Letters*, 13: 1310-1324.
- WILLNER, W., DI PIETRO, R. & BERGMEIER, E. (2009): Phytogeographical evidence for postglacial dispersal limitations of European beech forest species. – *Ecography*, 32: 1011-1018.
- WILMANN, O. & RUPP, S. (1966): Welche Faktoren bestimmen die Verbreitung alpiner Felsspaltpflanzen auf der Schwäbischen Alb? – *Veröff. Landesstelle Natursch. Landschaftpfl. Bad.-Württ.*, 34: 62-86.
- ZHANG, L.-B. & KADEREIT, J.W. (2004): Classification of *Primula* L. sect. *Auricula* Duby (Primulaceae) based on two molecular data sets (ITS, AFLPs) and morphology. – *Bot. J. Linn. Soc.*, 146: 1-26.

Autor:

Prof. Dr. Ulrich Deil

Fakultät für Biologie, Abteilung Geobotanik

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Schänzlestrasse 1

79104 Freiburg

ulrich.deil@biologie.uni-freiburg.de

Die Flechten des Nationalparks Harz¹

Dr. Hans-Ulrich Kison, Quedlinburg

Mit dem Band 16 aus der Schriftenreihe des Nationalparks Harz (KISON et al. 2017) wurde ein weiterer Baustein zur Arteninventur des Nationalparks vorgelegt, der die vorkommenden Flechten als diagnostisch wichtige Artengruppe beschreibt. Gewidmet ist der Band dem Goslarer Lichenologen Hans-Ullrich (1913-2002), der seit den 50er Jahren des vorigen Jahrhunderts intensiv die Harzflechten bearbeitete und letztlich auch Anregung zu dieser Bestandsaufnahme gegeben hatte.

Anlässlich einer Tagung der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft 1970 in Braunschweig wurde von Ullrich u.a. auf die Achtermannshöhe geführt, die sich heute im Nationalpark Harz befindet. Im Exkursionsbericht (BRANDES et al. 1973) wird dort auf Vorkommen von *Thamnolia vermicularis* (Sw.) Ach. ex Schaer. (im Harz trat nur die var. *subuliformis* (Ehrh.) Schaer. auf, Abb. 1) und *Alectoria ochroleuca* (Hoffm.) A. Massal. verwiesen (Abb. 2). Das wäre der letzte Nachweis beider Arten an dieser Lokalität; HAUCK (1996) nennt 1960 als Jahr des letzten Nachweises für *Thamnolia* und 1959 für *Alectoria*, jeweils durch Ullrich. Beide Arten sind heute im gesamten Nationalpark verschollen (*Thamnolia* bis 2016 auf der Brockenkuppe wachsend).



Abb. 1: *Thamnolia vermicularis* im Jahre 1995 an ihrem letzten bekannten Fundort im Harz nahe der Brockenkuppe, bereits stark von Moosen bedrängt (Foto: Kison).



Abb. 2: *Alectoria ochroleuca* ist aktuell im Harz nicht mehr nachgewiesen, das Bild vom Schneeberg aus den österreichischen Alpen (Foto: Kison).

¹ Dieser Beitrag ist eine Zusammenfassung des Vortrags am 16. März 1918 zum Internationalen Kolloquium anlässlich des 70. Geburtstages von Prof. Dr. Dietmar Brandes.

In mehr als 20 Jahren wurde von den Bearbeitern, anfangs auch aktiv begleitet von Hans Ullrich und Petra Vieth, die Flechtenvegetation des Nationalparks Harz erfasst.

Tabelle 1 zeigt in der Übersicht, wie sich die Flechtenflora des Nationalparks Harz zusammensetzt (mit Ergänzungen bis März 2018).

Tabelle 1: Übersicht zu den bisher im Nationalpark Harz bekannt gewordenen Taxa

Wuchstyp	Gesamt (%)	davon aktuell (%)	davon historisch (%)
epigäisch	95	72 (76)	23 (24)
epilithisch	226	199 (88)	27 (12)
epiphytisch	267	224 (84)	43 (16)
lichenicol	4	4 (100)	0
Gesamt	592	499(85)	93 (15)
RL Status	320 (54)		
Lichenicole & algicole Pilze, RL Status	64 30 (47)	61 (95)	3 (5)
Flechtenähnliche Pilze	6	6 (100)	0
RL Status	3 (50)		
Gesamt	662	564 (85)	96 (15)
RL Status	320		

Insgesamt sind 662 Sippen von Flechten (592), lichenicolen und algicolen Pilzen (64) sowie traditionell von der Lichenologie mit behandelten flechtenähnlichen Pilzen (6) aufzulisten. Davon sind 96 Sippen nur aufgrund historischer Befunde bekannt (=15 %), während aktuelle Nachweise dazu fehlen. Rund die Hälfte der Sippen ist in der Roten Liste Deutschlands (WIRTH et al. 2011) mit einem Gefährdungsstatus verzeichnet.

Die epigäischen Arten von Flechten stellen die aktuell kleinste Gruppe im Nationalpark bei gleichzeitig höchsten Verlusten gegenüber den früheren Vorkommen. Hier müssen 24 % der Arten als verschollen gelten. Die hohen Stickstoffeinträge mit Förderung der Phanerogamen verstärken das Gefährdungsmaß in dieser Gruppe weiter. Mit Anteilen von 12 bzw. 16 % verschollener Arten bei den epilithischen bzw. epiphytischen Arten stellen sich hier deutlich geringere Anteile dar. Durch den „Sauren Regen“ in der zweiten Hälfte des 20. Jh. ist hier eine Reihe von Arten verloren bzw. stark zurück gegangen.

Die Bestandsaufnahme der Flechten ist mit Vorlage des Bandes 16 nur vorläufig abgeschlossen. Die Daten sind Grundlage für weitergehende Beobachtungen der Dynamik der Flechtenvegetation und für deren Einbeziehung in die Monitoringvorhaben in Waldforschungsflächen (Nationalparkverwaltung Harz 2012). Von besonderem Interesse sind dabei Arten mit einer Bindung an Naturwälder, wie sie im Nationalpark Harz sekundär wieder entstehen sollen. Solche Arten wie *Thelotrema lepadinum* (Ach.) Ach. (Abb. 3), *Cladonia parasitica* (Hoffm.) Hoffm. (Abb. 4) oder *Perusaria hymenea* (Ach.) Schaer. (Abb. 5) treten heute nur noch relikitär auf, haben aber die Chance sich später wieder in die natürlichen Waldstrukturen einzunischen.



Abb. 3: *Thelotrema lepadinum* an *Fagus sylvatica* im Ilsetal (Foto: Kison).



Abb. 4: *Cladonia parasitica* an einem Eichenstubben im unteren Ilsetal. (Foto: Kison).



Abb. 5: *Pertusaria hymenea* hat noch einige Vorkommen in alten Laubwäldern der Nationalpark-Randlagen, hier an *Fagus sylvatica* (Foto: Kison).

Ausgesprochen „neophytische“ Arten sind unter den Flechten selten, wobei auch eine solche Bewertung oft Schwierigkeiten macht. Als eine Art, die mit Sicherheit in den letzten Jahrzehnten neu zugewandert ist, ist *Anisomeridium polypori* (Ellis & Everh.) M.E. Barr. (Abb. 6) zu nennen. Andere Arten werden in den letzten Jahren verstärkt beobachtet, wobei deren früheres Vorkommen im Gebiet unklar ist, da zumeist nur Einzelfunde vorliegen. Dazu zählen z. B. *Flavoparmelia caperata* (L.) Hale (Abb. 7) und *Punctelia jeckeri* (Roum.) Kalb (Abb. 8).



Abb. 6: *Anisomeridium polypori* ist inzwischen auch im Nationalpark Harz verbreitet, hier an *Acer pseudoplatanus* bei Drei Annen-Hohne (Foto: Störmer).



Abb. 7 (oben): *Flavoparmelia caperata* auf einem Zaun nahe des „HohneHofes“, nach weitgehendem Fehlen im Gebiet gibt es inzwischen wieder zahlreiche Fundorte (Foto: Kison).



Abb. 8 (rechts): *Punctelia jeckeri* an *Sorbus aucuparia* in der Nähe des Scharfensteins (Foto: Kison).

Von großem Interesse sind auch Sukzessionsabläufe in den Flechtenbeständen nach Rückgang der SO_2 -Belastung durch den „Sauren Regen“. Säureempfindliche epiphytische Arten zeigten vor allem in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts deutliche Rückgänge, während säuretolerante Arten zulegen konnten. Zu letzteren gehört *Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie. Auch *Xylospora caradocensis* (Leighton ex Nyl.) Bendiksby & Timdal (syn. *Hypocenomyce caradocensis* (Leight. ex Nyl.) P. James & Goth. Scheid.) zeigte offenbar eine solche Reaktion. Unter aktuellen Bedingungen gingen diese beiden Arten wieder deutlich zurück.

Der Rückgang von *Lecanora conizaeoides* wurde in den Mittelgebirgslagen begleitet durch ein augenfälliges Zunehmen von *Chylococcum hypocenomycis* D. Hawksw. Der Pilz „zerlegt“ im Endstadium das Lager des Wirtes vollständig (Abb. 9).



Abb. 9: *Chylococcum hypocenomycis* auf einem schon stark geschädigten Lager von *Hypocenomyce scalaris* an einem Holzpfehl (Foto: Kison).

Gegenwärtig spielt der „Saure Regen“ keine entscheidende Rolle mehr, dagegen haben sich die Stickstoffeinträge als Faktor erwiesen, der sich massiv auf die epiphytischen Flechtenvorkommen auswirkt. Diese Entwicklungen sind in den unteren Lagen des Nationalparks und im besonderen Maße in dessen Umland in kollinen bis submontanen Höhenstufen zu beobachten.

„Nitrophytenbestände“ aus *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. und *Physcia tenella* (Scop.) Dc. sowie *Physcia adscendens* (Fr.) H. Olivier, begleitet von einigen anderen Arten, überziehen mit 100%iger Deckung die Äste von Sträuchern (Abb. 10). Inzwischen folgen diesen schnellwüchsigen Flechtenarten verschiedene lichenicole Pilze, die sich nach ersten Beobachtungen unter geeigneten Bedingungen geradezu rasant ausbreiten können. Auf *Xanthoria parietina* sei hier als Beispiel der parasitische Pilz *Xanthoriicola physciae* (Kalchbr.) D. Hawksw. genannt, der zunächst einen rußartigen Belag erzeugt und dann die Lager des Wirtes zum völligen Absterben bringt (Abb. 11).



Abb. 10: Von „nitrophytischen“ Flechten wie *Xanthoria parietina* und *Physcia* spec. vollständig überwachsene Zweige von *Crataegus* spec. (Foto: Kison).



Abb. 11: *Xanthoriicola physciae* auf *Xanthoria parietina* parasitierend (Foto: Kison).



Abb. 12: *Marchandiobasidium aurantiacum* auf *Physcia* spec. bei Drei Annen-Hohne (Foto: Kison).



Abb. 13: *Paranectria oropensis* auf *Physcia adscendens* (Foto: Kison).

Bei den *Physcia*-Arten sind andere Pilze an diesem Geschehen beteiligt. Z.B. haben sich in den letzten zehn Jahren *Marchandiobasidium aurantiacum* (Lasch) Diederich & Schultheis (Abb. 12) und

Paranectria oropensis (Ces. ex Rabenh.) D. Hawksw. & Piroz. (Abb. 13) massiv ausbreiten können. Auch *Athelia arachnoidea* (Berk.) Jülich (Abb. 14), die eine Vielzahl von Flechtenarten und Algenbeläge befallen kann, ist vielfach zu beobachten.

Bemerkenswert erscheint vor allem die Geschwindigkeit der genannten Sukzessionsabläufe. Flechten gelten ja gemeinhin als langsam wachsend, was auch auf die Sukzessionsabläufe, an denen sie beteiligt sind, übertragen wird. Innerhalb weniger Jahrzehnte hat sich jedoch das augenfällige Erscheinen der epiphytischen Flechtenvegetation z.T. mehrfach völlig gewandelt.



Abb. 14: *Athelia arachnoidea* auf *Physcia spec.*-Bewuchs an einem *Prunus*-Zweig (Foto: Kison).

Literatur

- BRANDES, D., HEIMHOLD, W. & ULLRICH, H. (1973): Bericht über die Exkursionen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft während der Tagung in Braunschweig (5.-6. Juni 1970). – Mitt. Flor.-Soziol. Arbeitsgemeinschaft N.F. 15/16: 273-282.
- HAUCK, M. (1996): Die Flechten Niedersachsens. – Naturschutz Landschaftspfl. Nieders. 36: 1-208.
- KISON, H.-U., SEELEMAN, A., CZARNOTA, P., UNGETHÜM, K., SCHIEFELBEIN, U. & HAMMELSBECK, U. (2017): Die Flechten im Nationalpark Harz. – Schr.-R. Nationalpark Harz 16: 1-304.

NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2012)(Hrsg.): Waldforschung im Nationalpark Harz – Waldforschungsfläche Bruchberg, Methodik und Aufnahme 2008/2009. – Schr.-R. Nationalpark Harz 9: 1-120.

WIRTH, V., HAUCK, M., v. BRACKEL, W., CEZANNE, R., DE BRUYN, U., DÜRHAMMER, O., EICHLER, M., GNÜCHTEL, A., JOHN, V., LITTERSKI, B., OTTE, V., SCHIEFELBEIN, U., SCHOLZ, P., SCHULTZ, M., STORDEUR, R., FEUERER, T. & HEINRICH, D. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 70(6): 7-122.

Anschrift des Autors:

Dr. Hans-Ulrich Kison
Wehrenpfennigstraße 7
D-06484 Quedlinburg
Mail: HKison@t-online.de

Neophyten in der urbanen Gehölzvegetation von Graz

Elisabeth Monika Schrammel, Anton Drescher & Christian Berg

Häufig sind Neobiota nicht Ursache,
sondern Wirkung von Umweltveränderungen
(Dietmar Brandes)

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschreibt die neophytenreiche Gehölzvegetation der Stadt Graz. Zu diesem Zweck wurden 129 pflanzensoziologische Aufnahmen von Gehölzbeständen erstellt, an deren Aufbau zumindest eine neophytische Holzart beteiligt ist. Die Daten wurden nach floristischen Ähnlichkeiten in fünf Vegetationseinheiten gegliedert: Mesophile Buchenwälder, Eichen-Hainbuchenwälder, Thermophile Buchenwälder, Monodominante Neophytengesellschaften und urbane Gebüsche. Es zeigte sich einerseits eine geographische Differenzierung innerhalb des Stadtgebietes und andererseits eine unterschiedlich starke Beeinflussung der Bestände durch Neophyten. Die Parameter, welche die floristische Zusammensetzung der neophytenreichen Gehölzvegetation bestimmen, sind neben dem starken anthropogenen Einfluss an den jeweiligen Standorten auch klimatische Faktoren. Dabei spielen die Lage der Stadt am südöstlichen Alpenrand und die typischen Eigenschaften der Stadtflora eine bedeutende Rolle.

Abstract

This paper investigates the neophytic woody vegetation in the city of Graz. For this purpose, such vegetation types were located and 129 phytosociological relevés were performed in the study area. The data were sorted by floristic similarity into five units: mesophilous beech forests, oak-hornbeam woodlands, thermophilous beech forests, monodominant neophytic community assembly and urban shrubs. The results show a geographical differentiation and a varying impact of neophytic plants on these vegetation types. Thereby the typical traits of the urban flora and the urban environment are playing a central role.

1. Einleitung

Die subspontane Gehölzvegetation bildet einen wichtigen Bestandteil des städtischen Grünraums. Unbestritten haben sie als diejenigen Reste der spontanen Vegetation mit der größten Naturnähe in der Stadt eine hohe Bedeutung für die Biodiversität in urbanen Lebensräumen.

Gleichzeitig sind sie aber auch starken anthropogenen Störungen ausgesetzt und stark mit Neophyten durchsetzt (BRANDES et al. 2003). Städte sind somit Anziehungspunkte und Ausbreitungszentrum vieler Neophyten (BRANDES 2004, SUKOPP 2007). Doch wie sind neophytische Arten innerhalb städtischer Gehölzbestände verteilt?

In Österreich ist die Anzahl der neophytischen Gefäßpflanzen mit 1110 Arten sehr groß, wovon bislang nur ca. ein Viertel (275 Arten, 24,8 %) als etabliert gilt. Die Zahl der als invasiv geltenden Arten ist mit 17 (1,5 %) eher gering, weitere 18 Arten (1,6 %) werden als „potentiell invasiv“ beurteilt (ESSL & RABITSCH 2002).

Wälder gelten als nur wenig von Neophyten betroffen. Jüngere Studien hingegen zeigen, dass ihre Invasionsresistenz möglicherweise überschätzt wurde (ESSL et al. 2011, WAGNER et al. 2017), insbesondere bei dauerhaftem oder wiederholtem Störungseinfluss (BERG et al. 2016). In der urbanen Gehölzvegetation jedenfalls kann von Resistenz gegenüber invasiven Neophyten keine Rede sein, so stieg in Berlin der Anteil von Neophyten an der spontanen Gehölzvegetation von 16 % am Ende des 18. Jahrhunderts auf 67 % zweihundert Jahre später (KOWARIK et al. 2013). Mit der folgenden Arbeit möchten wir deshalb am Beispiel der Stadt Graz folgenden Fragestellungen nachgehen: (1) Welche Artenzusammensetzung weisen urbane Gehölzbestände in Graz auf? (2) Wie lässt sich diese urbane Gehölzvegetation klassifizieren? (3) In welchen Vegetationseinheiten und in welchen Teilen der Stadt ist der Anteil an Neophyten besonders hoch? (4) Welche Umweltbedingungen bzw. Einflüsse begünstigen die Etablierung neophytischer Arten?

2. Das Untersuchungsgebiet Graz

2.1 Lage

Graz, Landeshauptstadt des Bundeslandes Steiermark liegt ca. 150 km Luftlinie südwestlich von Wien. Mit ca. 300.000 Einwohnern auf einer Fläche von 127,5 km² ist Graz die zweitgrößte Stadt Österreichs. Sie liegt im submontanen Grazer Feld (KILIAN et al. 1993), welches im Westen und Norden durch das bereits zu den Alpen gehörende Grazer Bergland und im Osten durch das hügelige Oststeirische Riedelland, einem Teil des südöstlichen Alpenvorlandes begrenzt wird. (LIEB 1991).

2.2 Geologische Verhältnisse

Das Bergland im Westen und Norden (Plabutsch und Admonter Kogel) ist aus paläozoischem Karbonatgestein aufgebaut. Miozäne tonig-sandige Sedimente bauen die mittleren Hangabschnitte der Hügelzüge im Osten auf. Die Kammlagen werden durch verfestigte, etwas jüngere Schotter und Sande gebildet (HUBMANN & MOSER 2009). Den größten Teil des Grazer Feldes nimmt die bis über 25 m mächtige Würmterrasse ein, in die die etwa 2 km breite holozäne Murebene eingesenkt ist. Die Mineralzusammensetzung beider Terrassenkörper ist ähnlich. (GASSER et al. 2009, HUBMANN & MOSER 2009). Hangschutt und Lößlehme sind sowohl am westlichen und nördlichen Stadtrand als auch am Ostrand zu finden (HUBMANN & MOSER 2009).

2.3 Klima

Das mitteleuropäische Klima zeigt aufgrund der Lage am Südostrand der Alpen bereits subillyrischen Einschlag. Die Nähe der Alpen und die Beckenlage führen aber zu strengeren Wintern als im eigentlichen Illyricum. Der Winter ist durch ausgesprochene Windarmut und häufige Inversionslagen gekennzeichnet, im Sommerhalbjahr wird die Stadt dagegen gut durchlüftet (LAZAR et al. 1994). Bemerkenswert sind die durch topographische Lage und stadtklimatische Effekte hervorgerufenen ausgeprägten Temperaturgegensätze in horizontaler sowie in vertikaler Richtung. So nimmt die Temperatur im Stadtgebiet „von den kalten Seitentälern im Osten (insbesondere den Talbecken), über das mäßig kalte, nebelreiche Grazer Feld, das überwärmte, dichter verbaute Stadtgebiet und die niederen Riedellagen bis zu den höheren Riedellagen deutlich zu, wobei letztere ein ausgesprochen wintermildes, ausgeglichenes Klima aufweisen, während für die Seitentalbecken neben tiefen Wintertemperaturen auch große Tagesschwankungen charakteristisch sind“ (LAZAR et al. 1994). Durch lokale Windsysteme sind die Südosthänge des Plabutsch im Westen besonders wärmebegünstigt (LAZAR et al. 1994). Das Stadtzentrum ist zudem stark von stadtklimatischen Phänomenen wie dem Wärmeinseleffekt geprägt (HENNINGER 2011).

3. Methoden

3.1 Vegetationsaufnahmen

Im Zeitraum von 23. Mai 2011 bis 23. November 2012 wurden nach der Methode der Zürich-Montpellier'schen Schule (BRAUN-BLANQUET 1964) 129 Vegetationsaufnahmen in den Wäldern von Graz und in Brachflächen mit spontaner Gehölzvegetation im bebauten Gebiet durchgeführt. Die Erfassung erfolgte durch visuelle Abschätzung der Art-Abundanz auf definierten Aufnahmeflächen von 100 m², wobei die Abundanz-Dominanz-Schätzskala von REICHELT & WILMANN (1973) verwendet wurde. Kleinere gehölzbestandene Flächen, die nur wenig größer als die Aufnahmefläche waren, wurden nicht berücksichtigt. Es wurden Baumschicht (> 6 m), Strauchschicht (1,5–6 m), Kraut- und Moosschicht unterschieden, die Gesamtbedeckung, die Deckung der einzelnen Schichten, die minimale und die maximale Höhe der Baum- und Strauchschicht notiert. Zusätzlich wurden Seehöhe, Exposition, Neigung und Geländeform erhoben. Die geographische Lage wurde vor Ort mittels GPS bestimmt.

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen basiert auf FISCHER et al. (2005), die der Moose auf FREY et al. (2006). Es wurden nur die epigäischen Moose ausgewertet. Für die Gattung *Rubus* wurde außerdem WEBER (1995) zu Rate gezogen. Die Benennung der Pflanzengesellschaften basiert auf WILLNER & GRABHERR (2007a, 2007b).

3.2 Tabellenarbeit

Die im Zuge der Feldarbeit erhobenen Daten wurden ins Datenbank-Programm TURBOVEG (HENNEKENS 2009) eingegeben, anschließend in das Programm JUICE (TICHÝ 2010) exportiert und mit dem Analyseprogramm TWINSpan (HILL 1979) vorsortiert. Die Vegetationstabelle wurde manuell nach floristischer Ähnlichkeit und nach der Dominanz der vorhandenen neophytischen Gehölze nachsortiert. Zur Benennung der Vegetationseinheiten wurden Differential- und Charakterarten aus WILLNER & GRABHERR (2007a, 2007b) herangezogen, wobei oft nur die

Arten der Krautschicht eine Zuordnung ermöglichten. Zahlreiche Aufnahmen konnten nur informell klassifiziert werden.

3.3. Statistische Auswertung

Die Einstufung der Neophyten richtet sich nach ESSL & RABITSCH (2002). Die Daten über Urbanität stammen aus BiolFlor (KLOTZ & KÜHN 2002), der Datenbank für biologisch-ökologische Merkmale der Flora Deutschlands (<http://www.ufz.de/biolflor>). Informationen über die Bindung der Arten an einen Lebensraumtyp wurden aus LANDOLT et al. (2010) zusammengetragen. Die Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) wurden im Programm JUICE für alle Aufnahmen ungewichtet ermittelt. Die Werte für die Urbanität wurden nach Deckung der jeweiligen Arten gewichtet. Die Berechnung der Deckung erfolgte ebenfalls im Programm JUICE. Mit dem Programm PAST (HAMMER et al. 2001) wurden Boxplots erstellt und Regressionsanalysen durchgeführt. Eine Korrespondenzanalyse (Detrended Correspondence Analysis, DCA) erfolgte mit dem Programm CANOCO 4 (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002).

4. Ergebnisse

4.1 Beschreibung der pflanzensoziologischen Einheiten

Die vorgefundene urbane Gehölzvegetation in Graz ist erwartungsgemäß heterogen und lässt sich relativ grob in fünf Einheiten untergliedern (Tabelle 1). Die erste Einheit umfasst Aufnahmen der mesophilen Buchenwälder, die zweite die der Eichen-Hainbuchenwälder und die dritte die der thermophilen Buchenwälder, wobei alle Einheiten mehr oder weniger stark von neophytischen Gehölzen durchdrungen sind, so dass die Zuordnung eher den potentiell ungestörten Einheiten entspricht. Die anderen beiden Einheiten 4 und 5 sind floristisch am heterogensten und lassen sich keinem Waldtyp zuordnen. In der vierten Einheit werden daher monodominante Gesellschaften neophytischer Gehölze, und in der fünften Einheit urbane ruderalen Gebüsche zusammengefasst. Um die Struktur besser zu erfassen, stellen wir diese Einheiten in der Tabelle 1 jeweils in zwei Untergruppen dar.

4.1.1 Mesophile Buchenwälder (Eu-Fagion; cf. *Galio odorati*-Fagetum) (Tabelle 1, Spalte 1)

Floristische und soziologische Struktur

Die Baumschicht dieser Einheit wird zum überwiegenden Teil von *Robinia pseudacacia* und *Fagus sylvatica* gebildet, wobei letztere in naturnäheren Beständen dominiert. In einem Teil der Aufnahmen ersetzen *Carpinus betulus*, seltener *Castanea sativa* und *Quercus petraea* die Rotbuche. Von *Robinia* dominierte Bestände wurden auf Grund der Bodenvegetation hier angeschlossen. Begleitende Baumarten sind *Picea abies* und *Castanea sativa*. Insgesamt kommen neben *Hedera helix* einundzwanzig verschiedene Baumarten vor. Auffallend ist das fast vollkommene Fehlen von *Ailanthus* in der Baum- und Strauchschicht. Die Deckung der Baumschicht ist in der Regel hoch. Alle bestandsbildenden heimischen Baumarten verjüngen sich sehr gut, allen voran *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica*. In der ausgeprägten Strauchschicht dominieren *Fagus sylvatica* und *Sambucus nigra*. Daneben spielen *Carpinus betulus*, *Corylus avellana* und *Robinia pseudacacia* eine bedeutende Rolle.

Die Krautschicht besteht überwiegend aus nitrophilen Arten wie *Urtica dioica*, *Geum urbanum*, *Galium aparine*, *Aegopodium podagraria*, *Alliaria petiolata*, *Sambucus nigra*, *Impatiens parviflora* und *Galeopsis speciosa*. Hinzu kommen typische Laubwaldarten.

Differentialarten sind *Oxalis acetosella*, *Maianthemum bifolium*, *Lamiastrum montanum*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana* und *Carex brizoides*. Als weitere schwache Differentialarten sind *Anemone nemorosa* und *Dryopteris dilatata* zu nennen.

Aus der Ordnung Fagetalia treten die Charakterarten *Carex sylvatica* (auch DA fürs Galio odorati-Fagetum), *Anemone nemorosa*, *Dryopteris filix-mas*, *Sanicula europaea*, *Salvia glutinosa* auf. Arten aus dem Galio odorati-Fagetum sind: *Lamiastrum montanum* und *Brachypodium sylvaticum*. Auch die oben genannten Differentialarten sind typische Begleiter dieser Assoziation.

Neophyten

In den erhobenen Beständen der mesophilen Buchenwälder sind *Robinia pseudacacia*, die in allen Schichten vertreten ist, und *Impatiens parviflora* stete Neophyten. Bemerkenswert sind die Vorkommen von *Prunus serotina* und *Paulownia tomentosa* in der Baumschicht einzelner Bestände.

Ökologische Verhältnisse

Die Standorte sind meist südost- und seltener südwestexponiert. Es treten relativ viele Frische- und Feuchtezeiger auf (mittlere Feuchtezahl 5,3) und im Gegensatz zu allen anderen Einheiten ist die mittlere Reaktionszahl am niedrigsten (5,8). Auch die mittlere Lichtzahl (4,5), und mittlere Temperaturzahl (5,3) sind die niedrigsten Werte innerhalb der 5 Einheiten. In der Krautschicht fehlen viele wärmeliebende Arten wie *Clematis vitalba* und *Ligustrum vulgare*, die im restlichen Datensatz eine hohe Stetigkeit aufweisen, fast vollkommen. Dementsprechend treten dagegen Farne, welche ein schattiges und feuchtes Waldinnenklima bevorzugen, häufiger auf.

Bewirtschaftung

Viele Gebiete weisen Spuren von ehemaligem Holzeinschlag auf, einige sind künstliche Auflichtungen oder Sturmschadenflächen aus dem Jahre 1998. Die meisten, besonders die siedlungsnahen Gebiete, werden stark zur Naherholung genutzt.

Lokales Vorkommen

Der Verbreitungsschwerpunkt dieser Einheit liegt im Osten von Graz: Leechwald, Rosenberg, Umgebung der Mariagrüner Kirche, Rosenhain, Eustacchiogründe. Die Höhenverbreitung liegt zwischen 414 m und 517 m.

4.1.2 Eichen-Hainbuchenwälder (Tabelle 1, Spalte 2)

Floristische und soziologische Struktur

Die Baumschicht der naturnahen Bestände wird, von *Quercus petraea*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata* und *Acer campestre* aufgebaut, wobei diese bestandsbildenden Arten bei einer höheren Deckung von *Robinia pseudacacia* deutlich zurücktreten. Hinzu kommen noch *Juglans regia*, *Ulmus glabra* und bis in die Baumkronen reichende Exemplare von *Hedera helix*. Nur *Fraxinus excelsior* gewinnt in den naturferneren Beständen an Bedeutung, fehlt aber in den Aufnahmen, in denen *Ailanthus altissima* die Baumschicht dominiert. Die Strauchschicht wird in den naturnahen

Beständen von den Gehölzarten der Baumschicht gebildet. Wenn in der Strauchschicht *Robinia pseudacacia* und mit ihr *Sambucus nigra* stärker vertreten sind, fehlen wärmeliebende Gehölze wie *Acer campestre*, *Ligustrum vulgare* und *Crataegus monogyna*. Alle wichtigen Arten der Baum- und Strauchschicht verjüngen sich gut. Außerdem mit hoher Stetigkeit ist *Juglans regia* zu nennen. Die Gehölzverjüngung trägt sowohl von der Artenzahl als auch von der Menge her den größten Anteil an der Diversität der Krautschicht. Neben den bestandsbildenden Arten sind *Fraxinus excelsior*, *Juglans regia*, *Sambucus nigra* und *Euonymus europaeus* zu nennen. Einen weiteren bedeutenden Anteil haben nitrophile Arten. Neben *Alliaria petiolata*, *Geum urbanum*, *Urtica dioica*, *Impatiens parviflora*, *Chelidonium majus* und *Galium aparine* kommen *Galeopsis pubescens*, *Salvia glutinosa*, *Anthriscus sylvestris* und *Brachypodium sylvaticum* hinzu. Als Differentialarten gelten *Ligustrum vulgare*, *Polygonatum odoratum* und *Anthriscus sylvestris*. Die Bestände können als urbane, stark anthropogen überprägte Stadien dem Galio sylvatici–Carpinetum zugeordnet werden.

Neophyten

In der Baumschicht ist *Robinia pseudacacia* der häufigste Neophyt, in 6 der 39 Aufnahmen (entspricht 15 %) tritt *Ailanthus altissima* hinzu, in jeweils einer Aufnahme treten *Quercus rubra* und *Aesculus hippocastanum* auf. Schon EGGLER (1951) hat in den Beständen der Hubertushöhe das Vorkommen von „Robinia Pseudo-Acacia“ in der Baumschicht dokumentiert. In der Krautschicht finden sich vereinzelt *Lunaria annua*, *Ribes rubrum* und *Erigeron annuus*. *Impatiens parviflora* bildet als häufigster Neophyt teilweise große Bestände.

Ökologische Verhältnisse

Die Standorte befinden sich an teils stark geneigten, südexponierten Hängen auf Karbonatgestein. EGGLER (1933) fand seinerzeit die wärmeliebenden Eichen-Hainbuchenwälder auf lokal-klimatisch begünstigten, sonnigen Südhängen. Die Böden sind tonreich und trocken. Durch die Hanglage und den vergleichsweise lichten Kronenschluss ist das Bestandsinnere vergleichsweise hell, was sich in hohen Licht- (mittlere Lichtzahl 5,4) und Temperaturzeigerwerten (mittlere Temperaturzahl 5,6) widerspiegelt.

Bewirtschaftung

Aktuell sind keine wirtschaftlichen Eingriffe erkennbar. Bis um 1900 wurde in diesen Gebieten verstärkt Wein kultiviert (ADLMANNSEDER 1987). Die Nutzung der in Steilhanglagen gelegenen Bestände als Naherholungsgebiet durch die Bevölkerung ist gering.

Lokales Vorkommen

Die Verbreitung ist auf Höhenlagen zwischen 416 m und 493 m der Hubertushöhe und des Reinerkogels beschränkt.

4.1.3 Thermophile Buchenwälder (Cephalanthero-Fagenion) (Tabelle 1, Spalte 3)

Floristische und soziologische Struktur

Die Bestände werden in der Baumschicht im Durchschnitt von weniger als vier (2–7) Arten aufgebaut. Meist dominiert eines der beiden neophytischen Gehölze *Robinia pseudacacia* und *Ailanthus altissima*, seltener sind Mischbestände der beiden. *Fagus* konnte nur in 20 % der Bestände angetroffen werden, an einheimischen Arten sind nur *Fraxinus excelsior* und *Juglans regia* in mehr als

40 % der Bestände am Aufbau beteiligt. Alle anderen heimischen Arten sind von untergeordeter Bedeutung. Die Deckung der Baumschicht ist insgesamt gering. Die Strauchschicht ist gut ausgebildet und zeigt abgesehen vom hochsteten und immer wieder auch dominanten *Sambucus nigra*, eine ähnliche Artenzusammensetzung. In Aufnahmen, in denen *Ailanthus* in der Baumschicht präsent ist, wird die Strauchschicht von derselben Art bestimmt. Weniger stet sind *Prunus avium*, *Juglans regia* und *Cornus sanguinea* vertreten, seltener ist noch *Clematis vitalba* beigemischt. *Corylus avellana*, die in der Grazer Gehölzvegetation sehr häufig ist, fehlt in dieser Einheit fast vollständig. In der Krautschicht kommen nitrophile Arten mit höherer Deckung vor: *Impatiens parviflora*, *Urtica dioica*, *Salvia glutinosa*, *Brachypodium sylvaticum* und *Geum urbanum*. Differentialarten gegenüber den anderen Einheiten sind *Asarum europaeum*, *Pulmonaria officinalis*, *Polygonatum multiflorum*, *Melica nutans* und *Actaea spicata*. Arten der thermophilen Buchenwälder (UV Cephalanthero-Fagenion) sind mit *Melittis melissophyllum*, *Cornus sanguinea*, *Viburnum lantana*, *Ligustrum vulgare* und *Cyclamen purpurascens* gut vertreten. Auch Arten aus der Ordnung Fagetales sind häufig: *Pulmonaria officinalis* (DA), *Asarum europaeum* (DA), *Dryopteris filix-mas*, *Carex sylvatica*, *Sanicula europaea*, *Salvia glutinosa* und *Viola reichenbachiana*. Somit kann diese Vegetationseinheit dem Cephalanthero-Fagenion zugewiesen werden.

Neophyten

Neben den bereits erwähnten Neophyten *Robinia* und *Ailanthus* sind in der Strauchschicht auch vereinzelt *Deutzia scabra* und *Buddleja davidii* vertreten. In der Krautschicht findet sich an Neophyten *Impatiens parviflora* mit hohen Abundanz-Dominanzwerten, *Solidago gigantea*, *S. canadensis* und *Erigeron annuus* häufig und in einzelnen Fällen *Ribes rubrum*, *Impatiens glandulifera*, *Potentilla indica*, *Aster novae-angliae*, *Parthenocissus inserta* und *Geranium sibiricum*.

Ökologische Verhältnisse

Die Standorte dieser Einheit sind aufgrund der süd- und südostexponierten Lage, der starken Hangneigung und dem karbonathaltigen Grundgestein wärmebegünstigt (mittlere Temperaturzahl 5,7) und weisen eine hohe Lichtzahl (Mittel 5,2) auf. Frischezeiger überwiegen (mittlere Feuchtezahl 5,1).

Lokales Vorkommen

Am südostexponierten Hang des Plabutsch und am südexponierten Hang des Admonter Kogels sind diese Bestände im Bereich zwischen 420 m und 557 m Seehöhe zu finden.

Bewirtschaftung

Am Admonter Kogel wurde vor einigen Jahren eine breite Forststraße angelegt, entlang derer sich *Ailanthus* ausbreitet (HEBER 2005). Zudem gibt es ein paar ehemalige Windwurfflächen aus den Jahren 2008 und 2009 (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG 2013), auf denen sich *Robinia pseudacacia* und *Ailanthus altissima* ansiedelten. Auch am Plabutsch gibt es ehemalige Windwurfflächen. Es handelt sich durchwegs um Standorte mit hoher Dynamik.

4.1.4 Monodominante Neophytenbestände (Tabelle 1, Spalte 4a und b)

Syntaxonomie

Diese Gruppe haben wir im Gegensatz zu den bisher besprochenen Einheiten, wo alle Übergänge von naturnahen bis mit Neophyten „angereicherten“ Waldbeständen zusammengefasst sind, in Robinienbestände (Spalte 4a) und Götterbaumbestände (Spalte 4b) getrennt. Nach EXNER & WILLNER (2007) werden beide Typen in den Verband *Arctio-Sambucion nigrae* Doing 1969 (polyhemerobe Gebüsch und Pionierwälder) gestellt, der mit nur einer Charakterart, *Sambucus nigra*, soziologisch sehr weit gefasst ist. Das Datenmaterial aus Ostösterreich, das den Bearbeitern für die „Wälder und Gebüsch Österreichs“ (EXNER & WILLNER 2007) zur Verfügung stand, lässt sich standörtlich in zwei Assoziationen gliedern: Das *Chelidonio-Robinetum* stockt auf frischen, das *Balloto-Robinetum* auf trockenen Standorten. Obgleich einige der Differentialarten des *Chelidonio-Robinetum* auch in den Grazer Beständen anzutreffen sind, lassen sich diese keiner der beiden Assoziationen eindeutig zuordnen, da wichtige Kenn- bzw. Differentialarten fehlen.

Für die provisorisch gefasste ranglose *Ailanthus altissima*-Gesellschaft stand den Autoren nur Material aus Ostösterreich (FORSTNER 1984) zur Verfügung. Da *Ailanthus* sich auch in den südlichen Bundesländern rasant ausgebreitet hat, muss eine Beschreibung auch das seither gesammelte Material aus den südlichen Bundesländern berücksichtigen. Abgesehen von der dominanten und steten Art *Ailanthus altissima* hat das Grazer Material lediglich einige weit verbreitete Galio-Urticetea-Arten wie *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Geum urbanum*, allesamt Nährstoffzeiger, mit den Beständen aus NE-Österreich gemeinsam.

Soziologische und floristische Struktur

Die Baumschicht der Robinienbestände ist mit 20 Arten artenreicher als die der Götterbaumbestände mit insgesamt nur 14 Arten, wobei nur *Robinia pseudacacia* oder *Ailanthus altissima* stet vertreten sind. Die übrigen Arten sind nur beigemischt. In den *Robinia*-Beständen ist *Robinia* nur in der Baumschicht stark präsent, sie fehlt in der Strauchschicht und in der Verjüngung fast völlig. *Fraxinus excelsior* und schwach *Juglans regia* differenzieren gegenüber den *Ailanthus*-Beständen, in denen die dominante Art in allen Schichten mit hoher Deckung präsent ist. Alle übrigen Holzarten treten in den Hintergrund, sobald *Ailanthus altissima* in der Baumschicht auftritt. Die Deckung der Baumschicht ist gering, drei Aufnahmen waren nur als strauchartige Bestände ohne Baumschicht ausgebildet. Die stets ausgeprägte, artenreiche Strauchschicht ist aus *Sambucus nigra*, *Corylus avellana* und *Euonymus europaeus*, *Prunus padus*, *Fraxinus excelsior* und *Cornus sanguinea* aufgebaut, die anderen Arten treten zurück. In den *Ailanthus*-Dominanzbeständen sind lediglich *Sambucus nigra* und *Prunus avium* häufiger anzutreffen, obwohl die Gesamtartenzahl mit 37 Arten höher ist als in den *Robinia*-Beständen mit 30 Arten.

Neophytische Arten in der Baum- und Krautschicht sind neben den erwähnten dominanten Arten *Acer negundo* und *Aesculus hippocastanum*, die in beiden Dominanzbeständen vorkommen, sowie *Paulownia tomentosa*, *Populus canadensis*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Deutzia scabra* und *Philadelphus coronarius*, die auf die *Ailanthus*-Bestände beschränkt bleiben. Mengenumäßig bedeutende Arten (vorwiegend nitrophile) wie *Geum urbanum*, *Alliaria petiolata*, *Urtica dioica*, *Impatiens parviflora* und *Brachypodium sylvaticum* bauen die Krautschicht auf.

Neophyten in der Krautschicht

Als Neophyten treten in der Krautschicht *Impatiens parviflora* und *Potentilla indica* häufig, sowie *Impatiens glandulifera* vereinzelt auf. *Ribes rubrum* und *Rosa multiflora* fehlen in den *Ailanthus*-Beständen, *Symphoricarpos albus*, *Syringa vulgaris*, *Erigeron annuus*, und *Rudbeckia laciniata* in den *Robinia*-Beständen. Die Deckung der Neophyten ist sehr hoch, sie machen die Hälfte der Gesamtdeckung aus.

Ökologische Verhältnisse

Die Feuchtezahl ist relativ hoch (mittlere Feuchtezahl 5,3), die mittlere Stickstoffzahl erreicht mit 6,5 den höchsten Wert aller Einheiten. Auch die Lichtzahl ist erhöht (mittlere Lichtzahl 5,4). Das Gelände ist meist flach, nur einige wenige süd- bis südwestexponierte Standorte weisen ein starkes Gefälle (25–30°) auf.

Lokales Vorkommen

Die Bestände wurden in der Innenstadt oder in sehr siedlungsnahen Gebieten gefunden. Sie befinden sich auf Seehöhen von 337–463 m.

4.1.5 Urbane Gebüsch (Tabelle 1, Spalte 5a und b)

Floristische und soziologische Struktur

Auch unter den Gebüsch ist es möglich, auf Grund der Struktur der Strauch- und Krautschicht zwei Gruppen zu unterscheiden: Die erste Gruppe, die *Ailanthus*-Gebüsch (Spalte 5a), weist eine sehr heterogene Strauchschicht auf (1 bis 12 Arten), in der mit wenigen Ausnahmen (*Robinia pseudacacia* bzw. *Buddleja davidii*) *Ailanthus* dominiert. In der zweiten Gruppe neophytenreicher Gebüsch (Spalte 5b) spielt *Paulownia tomentosa* in der Strauchschicht, die durchschnittlich von 7 Arten aufgebaut wird, eine größere Rolle. Gegen die *Ailanthus*-Gebüsch sind sie durch die Differentialarten *Paulownia tomentosa*, *Buddleja davidii*, *Populus tremula*, *Carpinus betulus*, *Salix purpurea*, *Fragaria vesca*, *Poa angustifolia* gut abgegrenzt. Ungewöhnlich selten ist *Sambucus nigra* in der Strauch- und Krautschicht anzutreffen. Die Verjüngung von *Ailanthus altissima* und den Lianen *Clematis vitalba*, *Hedera helix* und *Parthenocissus quinquefolia* ist sehr stark. Alle neophytischen Gehölzarten, die in der Strauchschicht etabliert sind, verjüngen sich generell sehr gut. Die Krautschicht ist ausgesprochen reich an nitrophilen und ruderalen Kräutern mit einem hohen Anteil an Neophyten. Auch die Moose sind mit erstaunlich hohen Artenzahlen vertreten. Die häufigsten Arten mit hohen Deckungswerten sind *Solidago canadensis*, *Urtica dioica*, *Potentilla indica* und *Calamagrostis epigejos*.

Vor allem Galio-Urticetea-Arten wie *Urtica dioica*, *Geum urbanum*, *Rubus caesius*, *Glechoma hederacea*, *Solidago gigantea*, *Lamium maculatum*, *Aegopodium podagraria*, *Galium aparine* stellen wichtige Elemente für den Aufbau der Gebüsch-Einheiten. Nur wenige Arten wie *Crataegus monogyna*, *Euonymus europaeus* und *Cornus sanguinea* deuten auf die Ordnung *Prunetalia*. Eine eindeutige Zuordnung der ruderalen Gebüsch zu einer Vegetationsklasse ist mit unserem Material nicht möglich, da die Bestände physiognomisch Strauch- bis Vorwaldcharakter aufweisen, ihr Unterwuchs aber eher zu den ruderalen Unkrautfluren zu stellen wäre. Dieses Problem ergibt sich bei pflanzensoziologischen Studien mit neophytischen Gehölzen immer wieder (KLAUCK 1988).

Tabelle 1: Stetigkeitstabelle der 129 Aufnahme­flächen urbaner Gehölzvegetation aus der Stadt Graz und ihre Zuordnung zu den fünf Vegetationseinheiten: **1** mesophile Buchenwälder, **2** Eichen-Hainbuchen-Wälder, **3** thermophile Buchenwälder, **4** Monodominante Neophytenbestände **4a** Robinienbestände **4b** Götterbaumbestände, **5** Urbane Gebüsch­e **5a** *Ailanthus*-Gebüsch­e **5b** neophytenreiche Gebüsch­e mit *Paulownia tomentosa*.

Syntaxon-Nummer	1	2	3	4a	4b	5a	5b
Anzahl Aufnahmen	32	39	19	9	13	10	7
Baumschicht (B)							
<i>Robinia pseudacacia</i>	91	97	63	100	8	.	.
<i>Ailanthus altissima</i>	6	15	63	.	77	40	14
<i>Fagus sylvatica</i>	56	13	21	22	.	.	14
<i>Carpinus betulus</i>	50	49	5	22	.	.	14
<i>Quercus petraea</i> ssp. <i>petraea</i>	9	38
<i>Tilia cordata</i>	16	46	11	22	15	.	.
<i>Castanea sativa</i>	25	10
<i>Hedera helix</i>	13	44	.	.	23	.	.
<i>Acer campestre</i>	.	31	5
<i>Fraxinus excelsior</i>	16	56	47	67	15	.	.
<i>Juglans regia</i>	3	26	42	44	23	.	.
<i>Picea abies</i>	34	10	32	.	8	.	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	16	10	26	44	31	.	.
<i>Prunus avium</i>	19	8	11	33	15	.	.
<i>Acer platanoides</i>	9	5	.	22	23	.	.
<i>Ulmus glabra</i>	3	13	.	22	8	10	.
<i>Salix caprea</i>	13	.	.	22	.	10	.
<i>Betula pendula</i>	9	.	.	33	.	.	.
<i>Salix alba</i>	.	.	.	22	8	.	.
<i>Prunus padus</i>	.	.	.	33	.	.	.
<i>Tilia platyphyllos</i>	.	.	.	11	8	.	.
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	15	.	.
<i>Prunus domestica</i>	.	8	.	11	8	.	.
<i>Quercus robur</i>	6	3	5	11	.	.	.
<i>Alnus glutinosa</i>	9	.	.	.	8	.	.
<i>Populus tremula</i>	6	.	.	11	.	20	.
<i>Vitis vinifera</i>	.	5	5
<i>Taxus baccata</i>	9
<i>Paulownia tomentosa</i>	3	.	.	.	8	10	.
Strauchschicht (S)							
<i>Fagus sylvatica</i>	59	15	26	.	8	.	14
<i>Carpinus betulus</i>	50	54	.	44	23	.	14
<i>Corylus avellana</i>	41	46	5	78	54	10	.
<i>Tilia cordata</i>	19	49	.	11	31	.	14
<i>Sambucus nigra</i>	59	72	84	78	62	20	14
<i>Hedera helix</i>	41	69	21	33	38	10	29
<i>Ailanthus altissima</i>	3	18	68	.	85	80	86
<i>Robinia pseudacacia</i>	38	38	26	22	23	20	57

Syntaxon-Nummer	1	2	3	4a	4b	5a	5b
Anzahl Aufnahmen	32	39	19	9	13	10	7
<i>Buddleja davidii</i>	.	.	5	.	.	20	86
<i>Paulownia tomentosa</i>	8	10	100
<i>Acer negundo</i>	.	.	.	11	15	.	29
<i>Salix caprea</i>	.	.	5	.	8	.	86
<i>Populus tremula</i>	.	.	5	.	.	10	57
<i>Deutzia scabra</i>	.	.	5	.	8	10	29
<i>Fraxinus excelsior</i>	13	41	21	56	31	20	.
<i>Juglans regia</i>	3	23	37	22	38	10	.
<i>Picea abies</i>	25	18	11	11	.	.	.
<i>Acer campestre</i>	3	31	.	22	23	10	.
<i>Ligustrum vulgare</i>	3	18	21	22	15	10	.
<i>Cornus sanguinea</i>	6	23	32	56	31	10	14
<i>Clematis vitalba</i>	3	3	26	.	38	20	.
<i>Prunus avium</i>	19	10	37	44	46	10	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	16	8	21	11	38	40	14
<i>Humulus lupulus</i>	6	.	11	22	38	.	.
<i>Euonymus europaeus</i>	6	3	5	78	46	.	.
<i>Prunus padus</i>	16	3	5	89	15	.	.
<i>Crataegus monogyna</i>	.	23	.	56	8	10	.
<i>Prunus domestica</i>	6	15	.	33	15	.	29
<i>Acer platanoides</i>	22	5	.	11	23	.	.
<i>Ulmus glabra</i>	13	8	.	11	15	10	14
<i>Viburnum lantana</i>	.	5	5	11	15	.	.
<i>Quercus robur</i>	.	.	.	33	8	.	.
<i>Fallopia japonica</i>	30	.
<i>Vitis vinifera</i>	.	13	5
<i>Lonicera xylosteum</i>	6	8	5
<i>Philadelphus coronarius</i>	.	10	5	.	8	.	.
<i>Tilia platyphyllos</i>	13	.	5	.	8	10	.
<i>Malus domestica</i>	3	.	5	.	8	20	.
<i>Castanea sativa</i>	6	.	.	.	15	.	14
<i>Taxus baccata</i>	9	.	.	11	8	.	.
<i>Aesculus hippocastanum</i>	3	5	.	11	8	.	.
<i>Rosa</i> sp.	3	.	5	22	.	.	.
<i>Quercus petraea</i> ssp. <i>petraea</i>	6	5
<i>Betula pendula</i>	3	.	5	.	8	.	.
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	15	20	.
Krautschicht (K)							
<i>Quercus robur</i>	72	15	37	67	.	20	14
<i>Taxus baccata</i>	53	5	5	11	15	10	.
<i>Castanea sativa</i>	38	10	.	.	8	.	29
<i>Oxalis acetosella</i>	59
<i>Maianthemum bifolium</i>	44	3	16
<i>Athyrium filix-femina</i>	34	.	16	11	15	.	29

Syntaxon-Nummer	1	2	3	4a	4b	5a	5b
Anzahl Aufnahmen	32	39	19	9	13	10	7
<i>Dryopteris carthusiana</i> s.str.	34	.	26
<i>Rubus bifrons</i>	34	.	16	11	8	.	.
<i>Milium effusum</i>	22	8	.	11	.	10	14
<i>Anemone nemorosa</i>	28	.	5	11	.	.	.
<i>Lamiae strum montanum</i>	28	14
<i>Carex brizoides</i>	25	.	.	.	15	.	.
<i>Quercus petraea</i> ssp. <i>petraea</i>	28	79	5	11	8	10	.
<i>Galeopsis pubescens</i>	.	51	16	.	8	.	.
<i>Polygonatum odoratum</i>	.	49	5
<i>Anthriscus sylvestris</i>	6	56	26	.	8	10	.
<i>Campanula trachelium</i>	3	26	21
<i>Dryopteris filix-mas</i>	13	21	42	22	.	.	.
<i>Viola reichenbachiana</i>	6	15	32	33	8	.	.
<i>Ajuga reptans</i>	6	5	37	67	8	.	.
<i>Cyclamen purpurascens</i>	3	15	42	.	15	.	.
<i>Carex digitata</i>	3	15	32
<i>Asarum europaeum</i>	3	3	37	11	.	.	.
<i>Melittis melissophyllum</i>	3	5	32
<i>Polygonatum multiflorum</i>	9	.	32
<i>Sanicula europaea</i>	6	8	21
<i>Melica nutans</i>	3	.	26	.	.	10	.
<i>Pulmonaria officinalis</i>	3	.	26	11	.	.	.
<i>Symphytum tuberosum</i>	6	.	21	.	.	10	.
<i>Actaea spicata</i>	3	3	26
<i>Vicia sepium</i>	.	5	21
<i>Solidago gigantea</i>	3	.	37	.	.	20	43
<i>Viburnum lantana</i>	3	15	32	11	23	10	.
<i>Prunus padus</i>	28	5	11	78	15	10	.
<i>Circaea lutetiana</i>	9	.	16	22	23	.	14
<i>Viburnum opulus</i>	9	3	.	44	8	10	.
<i>Mycelis muralis</i>	9	5	26	.	.	30	29
<i>Potentilla indica</i>	19	3	5	33	31	60	71
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	16	.	15	90	71
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	16	.	8	30	86
<i>Solidago canadensis</i>	.	.	21	.	8	80	86
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	.	8	.	.	38	40	57
<i>Erigeron annuus</i>	.	5	26	.	8	30	86
<i>Cirsium vulgare</i>	40	86
<i>Achillea millefolium</i>	40	71
<i>Conyza canadensis</i>	50	57
<i>Geranium sibiricum</i>	.	.	5	.	.	40	57
<i>Plantago lanceolata</i>	50	43
<i>Rumex obtusifolius</i>	40	43
<i>Poa compressa</i>	20	71

Syntaxon-Nummer	1	2	3	4a	4b	5a	5b
Anzahl Aufnahmen	32	39	19	9	13	10	7
<i>Setaria viridis</i>	60	14
<i>Hypericum perforatum</i>	8	20	29
<i>Dactylis glomerata</i>	9	3	5	.	.	60	14
<i>Solanum nigrum</i>	50	29
<i>Bromus sterilis</i>	50	29
<i>Silene vulgaris</i>	.	.	11	.	8	20	14
<i>Glechoma hederacea</i>	8	40	.
<i>Festuca rubra</i> ssp. <i>junceae</i>	.	.	5	.	8	20	14
<i>Potentilla reptans</i>	.	.	11	.	8	30	29
<i>Trifolium pratense</i>	30	71
<i>Salix caprea</i>	20	71
<i>Paulownia tomentosa</i>	71
<i>Poa angustifolia</i>	57
<i>Buddleja davidii</i>	10	71
<i>Fragaria vesca</i>	3	10	21	.	8	10	71
<i>Deutzia scabra</i>	8	.	57
<i>Populus tremula</i>	6	3	5	11	.	10	71
<i>Salix purpurea</i>	57
<i>Lotus corniculatus</i>	10	43
<i>Oxalis stricta</i>	8	10	43
<i>Chenopodium album</i>	40	.
<i>Artemisia vulgaris</i>	.	.	5	.	.	30	14
<i>Lactuca serriola</i>	15	30	14
<i>Agropyron repens</i>	20	29
<i>Plantago major</i>	20	29
<i>Urtica dioica</i>	63	77	68	56	69	80	71
<i>Geum urbanum</i>	50	77	63	100	69	40	71
<i>Galium aparine</i>	38	26	47	44	8	20	14
<i>Aegopodium podagraria</i>	38	10	16	11	31	20	.
<i>Impatiens parviflora</i>	78	59	84	56	46	20	29
<i>Galeopsis speciosa</i>	56	10	21	44	23	20	14
<i>Hedera helix</i>	91	100	68	78	85	40	71
<i>Fraxinus excelsior</i>	72	95	68	89	54	10	57
<i>Euonymus europaeus</i>	44	82	32	100	77	20	.
<i>Alliaria petiolata</i>	34	92	32	89	62	20	.
<i>Sambucus nigra</i>	84	90	47	78	62	50	43
<i>Robinia pseudacacia</i>	69	77	53	11	15	20	43
<i>Juglans regia</i>	41	95	47	44	31	20	.
<i>Acer campestre</i>	22	74	84	44	38	10	43
<i>Corylus avellana</i>	50	56	16	56	46	.	14
<i>Salvia glutinosa</i>	16	69	68	.	8	.	.
<i>Chelidonium majus</i>	31	51	5	11	15	60	.
<i>Prunus domestica</i>	13	51	5	22	62	.	43
<i>Ligustrum vulgare</i>	3	59	37	44	15	10	.

Syntaxon-Nummer	1	2	3	4a	4b	5a	5b
Anzahl Aufnahmen	32	39	19	9	13	10	7
<i>Fallopia convolvulus</i>	6	41	47	.	.	10	14
<i>Fagus sylvatica</i>	69	23	79	44	23	20	29
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	19	44	63	67	38	30	14
<i>Clematis vitalba</i>	3	46	63	11	38	60	71
<i>Ailanthus altissima</i>	3	21	68	.	85	70	71
<i>Prunus avium</i>	72	59	68	56	46	10	43
<i>Carpinus betulus</i>	75	69	42	33	31	10	86
<i>Acer pseudoplatanus</i>	66	38	63	44	69	30	71
<i>Acer platanoides</i>	50	56	21	44	54	30	71
<i>Ulmus glabra</i>	38	49	21	44	15	20	57
<i>Cornus sanguinea</i>	9	38	42	44	23	30	14
<i>Rubus</i> sp. (sect. <i>Rubus</i>)	34	36	32	11	15	.	14
<i>Lamium maculatum</i>	19	38	32	33	8	40	.
<i>Tilia cordata</i>	34	38	5	11	23	.	43
<i>Carex sylvatica</i>	38	.	42	67	23	20	29
<i>Rubus caesius</i>	.	5	26	44	62	40	14
<i>Tilia platyphyllos</i>	22	3	21	22	15	10	29
<i>Crataegus monogyna</i>	.	26	16	22	23	.	.
<i>Poa nemoralis</i>	16	10	11	33	8	10	14
<i>Picea abies</i>	19	3	16	11	.	.	57
<i>Geranium robertianum</i>	.	13	21	.	8	10	43
<i>Rosa</i> sp.	9	10	5	22	15	10	14
<i>Stellaria media</i>	16	8	11	.	15	10	14
<i>Carex spicata</i>	.	21	11	.	8	.	29
<i>Heracleum sphondylium</i>	3	15	11	.	15	20	.
<i>Rubus styriacus</i>	6	3	11	11	8	20	14
<i>Knautia drymeia</i>	9	5	16	.	.	10	14
<i>Aesculus hippocastanum</i>	6	5	.	22	15	.	29
<i>Ilex aquifolium</i>	16	3	5	11	8	.	.
<i>Lonicera xylosteum</i>	.	13	11	.	.	.	14
<i>Viola hirta</i>	3	13	11
<i>Rubus idaeus</i>	6	.	11	.	15	.	29
<i>Luzula luzuloides</i>	16	.	11
<i>Ribes rubrum</i>	6	3	5	22	.	.	.
<i>Rubus montanus</i>	.	3	5	.	8	.	14
<i>Vitis vinifera</i>	.	10	5	.	.	.	14
<i>Acer negundo</i>	6	.	.	.	15	.	29
<i>Campanula rapunculoides</i>	.	10	5
<i>Moehringia trinervia</i>	16	.	5	.	8	.	.
<i>Dryopteris dilatata</i>	19	.	5
<i>Viola</i> sp.	9
<i>Alnus glutinosa</i>	9
<i>Viola riviniana</i>	6	23	5	.	.	.	14
<i>Lunaria annua</i>	.	15

Syntaxon-Nummer	1	2	3	4a	4b	5a	5b
Anzahl Aufnahmen	32	39	19	9	13	10	7
<i>Ballota nigra</i>	.	13
<i>Mercurialis ovata</i>	.	10
<i>Galium sylvaticum</i>	.	8
<i>Torilis japonica</i>	.	3	16
<i>Lathyrus vernus</i>	.	.	16	.	8	.	.
<i>Convallaria majalis</i>	3	.	16
<i>Cardamine impatiens</i>	3	.	11
<i>Rubus ser. Glandulosi</i>	3	.	11
<i>Humulus lupulus</i>	3	3	5	.	23	.	.
<i>Impatiens glandulifera</i>	3	.	5	11	15	.	.
<i>Fallopia japonica</i>	3	.	.	.	23	10	.
<i>Galium aparine</i> agg.	.	3	.	11	8	.	.
<i>Rubus</i> sect. <i>Corylifolii</i>	3	3	.	11	8	.	.
<i>Melilotus albus</i>	10	29
<i>Stachys sylvatica</i>	3	.	5	.	8	20	.
<i>Calystegia sepium</i>	3	20	14
<i>Malus domestica</i>	8	10	29
<i>Sorbus aucuparia</i>	3	3	5	.	.	10	29
<i>Betula pendula</i>	6	43
<i>Tanacetum vulgare</i>	.	.	5	.	.	10	29
<i>Campanula</i> sp.	.	3	5	.	.	20	.
<i>Arctium lappa</i>	.	3	.	.	.	30	.
<i>Geranium pyrenaicum</i>	30	.
<i>Sisymbrium officinale</i>	30	.
<i>Carex hirta</i>	10	29
<i>Linaria vulgaris</i>	20	14
<i>Melilotus officinalis</i>	43
<i>Lolium multiflorum</i>	8	20	.
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>schultesii</i>	20	14
<i>Salix alba</i>	10	29
<i>Verbascum</i> sp.	.	3	.	.	.	10	14
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	.	5	.	.	.	29
<i>Holcus lanatus</i>	10	29
<i>Digitaria sanguinalis</i>	20	14
<i>Mentha arvensis</i>	8	.	29
<i>Medicago lupulina</i>	20	14
<i>Polygonum aviculare</i>	20	14
<i>Convolvulus arvensis</i>	8	20	.
<i>Ranunculus acris</i>	3	10	14
<i>Verbascum thapsus</i>	20	14
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	.	11	.	.	.	29
<i>Veronica chamaedrys</i> ssp. <i>chamaedrys</i>	.	8	5
<i>Corydalis solida</i>	6	.	5
<i>Carex remota</i>	3	.	.	11	.	.	14

Syntaxon-Nummer	1	2	3	4a	4b	5a	5b
Anzahl Aufnahmen	32	39	19	9	13	10	7
<i>Symphoricarpos albus</i>	6	.	.	.	8	.	.
<i>Poa stiriaca</i>	.	5	.	.	.	10	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	3	.	5	.	.	.	14
<i>Rubus clusii</i>	3	.	.	11	.	.	14
<i>Berberis vulgaris</i>	.	3	5	.	8	.	.
<i>Symphytum officinale</i>	3	.	.	11	.	10	.
<i>Viola collina</i>	.	3	5	.	8	.	.

Moosschicht (M)

<i>Amblystegium serpens</i>	.	5	16	.	8	.	14
<i>Atrichum undulatum</i>	3	3	.	11	8	10	.
<i>Barbula unguiculata</i>	8	30	29
<i>Brachythecium rutabulum</i>	3	.	16	11	15	10	43
<i>Brachythecium velutinum</i>	3	3	.	.	8	.	.
<i>Bryum argenteum</i>	30	14
<i>Bryum capillare</i>	.	3	.	.	.	10	14
<i>Bryum caespitium</i>	10	29
<i>Eurhynchium angustirete</i>	3	.	11	.	8	.	29
<i>Eurhynchium hians</i>	3	5	5	.	8	.	.
<i>Fissidens taxifolius</i>	6	.	.	22	.	.	.
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	3	.	5	.	8	.	14
<i>Plagiomnium undulatum</i>	3	.	.	.	8	.	14
<i>Polytrichum formosum</i>	6	10	.

Nur ein oder zweimal kommen vor: in **Spalte 1, B:** *Corylus avellana*, *Pinus sylvestris*, *Prunus serotina*, **S:** *Ilex aquifolium*, *Prunus serotina*, *Prunus spinosa*, *Sorbus aucuparia*, *Symphoricarpos albus*, *Ulmus minor*, **K:** *Adoxa moschatellina*, *Caltha palustris*, *Chaerophyllum temulum*, *Dryopteris carthusiana* agg., *Festuca gigantea*, *Gentiana asclepiadea*, *Helleborus dumetorum*, *Hieracium murorum*, *Hieracium racemosum*, *Lamium album*, *Laser trilobum*, *Mercurialis perennis*, *Parthenocissus inserta*, *Persicaria maculosa*, *Polypodium vulgare*, *Polystichum aculeatum*, *Prunus serotina*, *Pteridium aquilinum*, *Ribes uva-crispa*, *Scutellaria altissima*, *Senecio sylvaticus*, *Ulmus minor*, *Veronica hederifolia*, **M:** *Plagiothecium succulentum*, *Thuidium tamariscinum*, **Spalte 2, B:** *Pyrus communis* agg., *Aesculus hippocastanum*, *Quercus rubra*, *Larix decidua*, **S:** *Rosa canina* s.str. (= sensu LGM), *Pyrus communis*, *Sorbus torminalis*, **K:** *Veratrum nigrum*, *Fallopia baldschuanica*, *Vincetoxicum hirundinaria*, *Galium sylvaticum* agg., *Pyrus communis*, *Rubus constrictus*, *Sorbus aria*, *Crataegus* sp., *Quercus rubra*, *Daphne mezereum*, *Polypodium vulgare*, *Philadelphus coronarius*, *Geranium robertianum* agg., *Vinca minor*, **M:** *Rhynchostegium rotundifolium*, **Spalte 3, B:** *Clematis vitalba*, *Parthenocissus inserta*, *Populus nigra*, **S:** *Alnus incana*, *Fallopia convolvulus*, *Larix decidua*, *Parthenocissus inserta*, *Quercus cerris*, *Sambucus racemosa*, **K:** *Abies alba*, *Arabis turrita*, *Aruncus dioicus*, *Aster novae-angliae*, *Calamintha menthifolia*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chamaecytisus supinus*, *Cornus mas*, *Daphne mezereum*, *Dryopteris carthusiana* agg., *Euphorbia cyparissias*, *Galium mollugo*, *Galium odoratum*, *Hieracium sabaudum*, *Juncus effusus*, *Larix decidua*, *Laser trilobum*, *Lathyrus niger*, *Lilium martagon*, *Melampyrum nemorosum*, *Parthenocissus inserta*, *Petasites albus*, *Pteridium aquilinum*, *Pulmonaria officinalis* agg., *Quercus pubescens* s.lat., *Quercus pubescens* s.str., *Ranunculus repens*, *Ribes uva-crispa*, *Rosa micrantha*, *Rubus grabowskii*, *Stellaria nemorum* s.str., *Tanacetum corymbosum*, *Ulmus minor*, *Veronica* sp., **M:** *Anomodon attenuatus*, *Brachythecium salebrosum*, *Lophocolea heterophylla*, *Mnium spinosum*, *Rhynchostegium rotundifolium*, *Scleropodium purum*, **Spalte 4a, B:** *Populus nigra*, **S:** *Ulmus laevis*, **K:** *Abies*

alba, *Cardamine amara*, *Primula vulgaris*, *Quercus rubra*, *Rhamnus cathartica*, *Rosa multiflora*, **M:** *Lophocolea heterophylla*, *Plagiothecium spec.* **Spalte 4b, B:** *Acer negundo*, *Populus canadensis*, *Salix fragilis* agg., *Ulmus laevis* **S:** *Alnus glutinosa*, *Frangula alnus*, *Malus domestica*, *Sambucus racemosa*, *Ulmus laevis*, **K:** *Cotoneaster integerrimus*, *Deschampsia cespitosa*, *Equisetum arvense*, *Frangula alnus*, *Philadelphus coronarius*, *Phyteuma spicatum*, *Poa trivialis*, *Quercus pubescens* s.str., *Ranunculus ficaria*, *Rosa canina* s.latiss., *Rubus nessensis*, *Rudbeckia laciniata*, *Scrophularia nodosa*, *Sisymbrium strictissimum*, *Solanum dulcamara*, *Syringa vulgaris*, *Ulmus laevis*, **M:** *Bryum rubens*, *Scleropodium purum*, **Spalte 5a, S:** *Catalpa bignonioides*, *Viburnum opulus*, **K:** *Amaranthus albus*, *Anthemis* sp., *Arrhenatherum elatius*, *Artemisia vulgaris* agg., *Asplenium ruta-muraria*, *Capsella bursa-pastoris*, *Carex* sp., *Catalpa bignonioides*, *Centaurea pseudophrygia*, *Cirsium oleraceum*, *Citrullus lanatus*, *Crataegus pedicellata*, *Crepis biennis*, *Echinochloa crus-galli*, *Epilobium montanum*, *Equisetum arvense*, *Galium lucidum*, *Helianthus annuus*, *Lysimachia nummularia*, *Malus sylvestris*, *Origanum vulgare*, *Oxalis corniculata*, *Oxalis dillenii*, *Pastinaca sativa*, *Physalis alkekengi*, *Poa annua*, *Populus nigra*, *Portulaca oleracea*, *Prunella vulgaris*, *Scutellaria altissima*, *Senecio sylvaticus*, *Senecio vulgaris*, *Silene nutans* s.lat., *Solanum lycopersicum*, *Trifolium dubium*, *Trifolium repens*, *Tripleurospermum inodorum*, *Verbena officinalis*, *Veronica hederifolia* agg., **M:** *Barbula convoluta*, *Bryum* sp., *Ceratodon purpureus*, *Dicranella heteromalla*, *Didymodon fallax* **Spalte 5b, K:** *Amelanchier* sp., *Artemisia vulgaris*, *Avenella flexuosa*, *Catalpa bignonioides*, *Cotoneaster horizontalis*, *Daucus carota*, *Echinochloa crus-galli*, *Epilobium angustifolium*, *Frangula alnus*, *Galinsoga parviflora*, *Galium lucidum*, *Juncus effusus*, *Juncus tenuis*, *Lepidium virginicum*, *Luzula multiflora* s.str., *Pastinaca sativa*, *Petasites paradoxus*, *Potentilla argentea*, *Potentilla norvegica*, *Rosa canina* s.lat. (= agg.), *Rumex crispus*, *Scrophularia nodosa*, *Silene latifolia*, *Silene nutans* s.lat., *Thuja occidentalis*, *Tussilago farfara*, *Weigela florida*, **M:** *Bryum* sp., *Calliergonella cuspidata*, *Ceratodon purpureus*, *Cirriphyllum piliferum*, *Didymodon vinealis*, *Entodon concinnus*, *Homalothecium lutescens*, *Homalothecium sericeum*, *Hylocomium splendens*, *Thuidium tamariscinum*.

Neophyten

In der Strauchschicht kommen neben den bereits genannten Arten *Ailanthus altissima* und *Robinia pseudacacia* noch *Paulownia tomentosa*, *Buddleja davidii*, *Parthenocissus quinquefolia* und vereinzelt *Acer negundo* hinzu. In der Krautschicht sind außerdem *Solidago canadensis*, *Potentilla indica*, *Erigeron annuus*, *Conyza canadensis*, *Geranium sibiricum*, *Solidago gigantea* und *Oxalis stricta* reichlich vorhanden.

Ökologische Verhältnisse

Die *Ailanthus*-Gebüsche weisen mit einer mittleren Lichtzahl von 6,6 etwas höhere Werte auf als die neophytenreichen Gebüsche (mittlere Lichtzahl 6,2). Die Temperaturzahlen (mittlere Temperaturzahl 6,0 bzw. 5,7) verhalten sich ähnlich. Insgesamt sind beide Gebüschtypen durch die höchsten mittleren Licht- und Temperaturzahlen ausgezeichnet. Die urbanen Böden (oft Schüttungs- oder Deponieböden) sind je nach Beschattung der umgebenden Häuser von mäßig trocken bis mäßig frisch einzustufen. Die kleinklimatischen und edaphischen Verhältnisse sind in den einzelnen Arealen jedoch recht divers.

Lokales Vorkommen

Es handelt sich um Pionierstandorte auf Brachflächen in der Innenstadt und junge Kahlschlagflächen am Stadtrand. Die Bestände sind nur wenige Jahre alt, der anthropogene Einfluss ist sehr stark. Auch wenn sie häufig umzäunt sind, gibt es immer wieder Spuren menschlicher Aktivität, meist in Form von zurückgelassenem Müll. Nach DIERSCHKE (2005) ist ein dichter Bestand von *Hedera helix* in der Krautschicht als Indikator für Störungen (Ruderalisierungseffekt, Müllablagerung, Auflichtung etc.) anzusehen.

Bewirtschaftung

Die Bewirtschaftung auf den urbanen Brachflächen ist unterschiedlich. Entweder es gibt keine Maßnahmen, dann können sich die Bestände zu Gebüschern entwickeln, oder die Gehölze werden in regelmäßigen Abständen entfernt.

4.2. Die räumliche Verteilung der Vegetationseinheiten

Im kühlen Osten finden sich die mesophilen Buchenwälder mit vergleichsweise geringem Neophytenanteil. Der Westen, vor allem die Süd- und Südosthänge sind besonders wärmebegünstigt. Die Eichen-Hainbuchenwälder finden sich an südexponierten Hängen mit trockenem Klima. Das innerstädtische Becken weist ein typisches Stadtklima mit einem Wärmeinseleffekt auf. Hier finden sich die neophytenreichen Bestände. Die räumliche Verteilung ist in Abbildung 1 zu sehen.

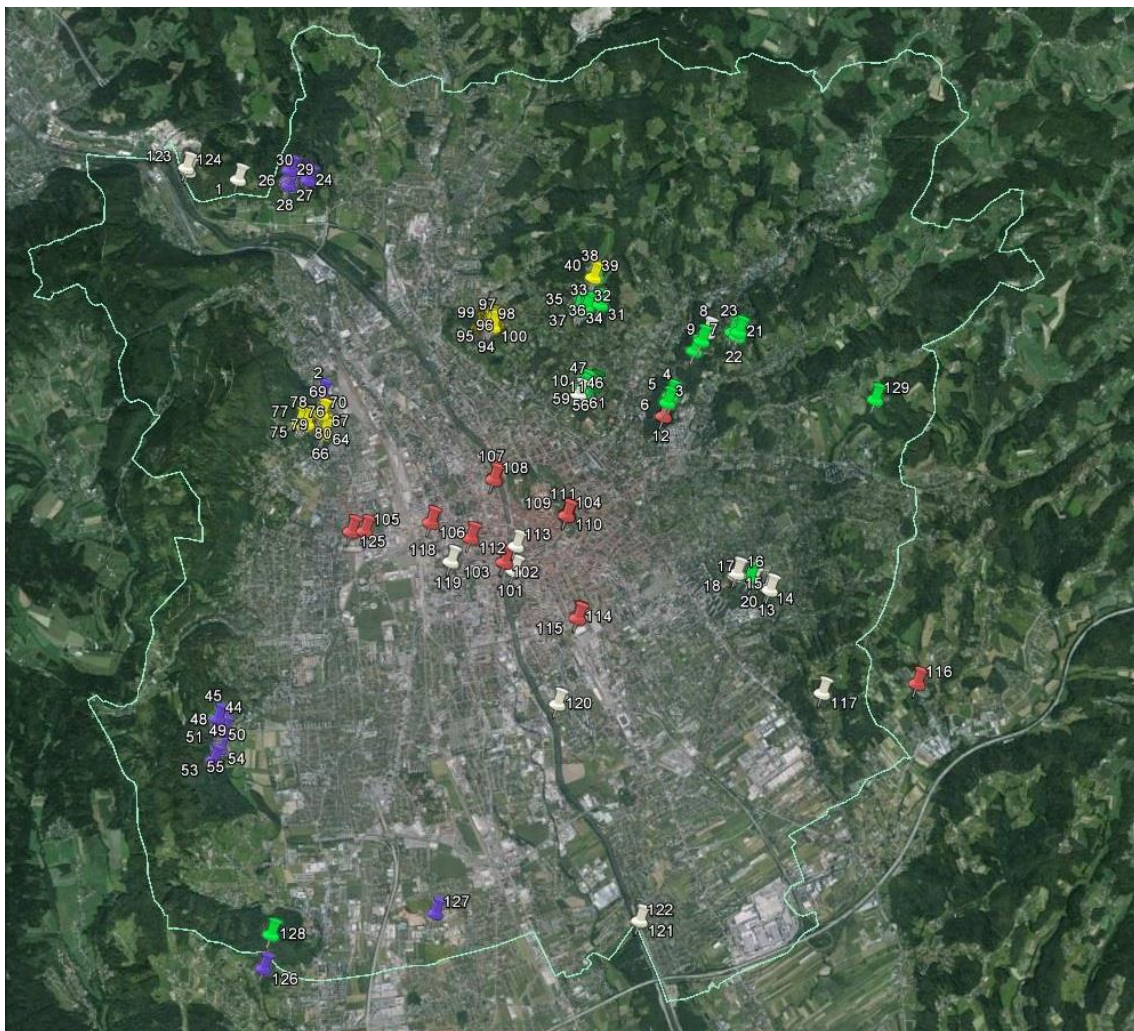


Abb. 1: Verteilung der 129 Aufnahmefflächen auf den Raum Graz und ihre Zuordnung zu den fünf Vegetationseinheiten: grün = mesophile Buchenwälder, gelb = Eichen-Hainbuchen-Wälder, violett = thermophile Buchenwälder, weiß = Neophytengesellschaften, rot = urbane Gebüsch.

4.3 Häufigkeit und Deckung von Neophyten

Der Deckungswert ist ein Maß für die Dominanz einer Art in einem Bestand. In Abbildung 2 sind die Deckungswerte der neophytischen Arten der fünf beschriebenen Vegetationseinheiten dargestellt. Die mittleren Neophytendeckungswerte in den mesophilen Buchenwäldern und den Eichen-Hainbuchenwäldern sind vergleichsweise hoch mit 15 bis 25 %, steigen aber bei den thermophilen Buchenwäldern schon auf über 40 % an. Ebenso hoch sind sie in den monodominanten Neophytengesellschaften, am höchsten in den jungen urbanen Gebüsch.

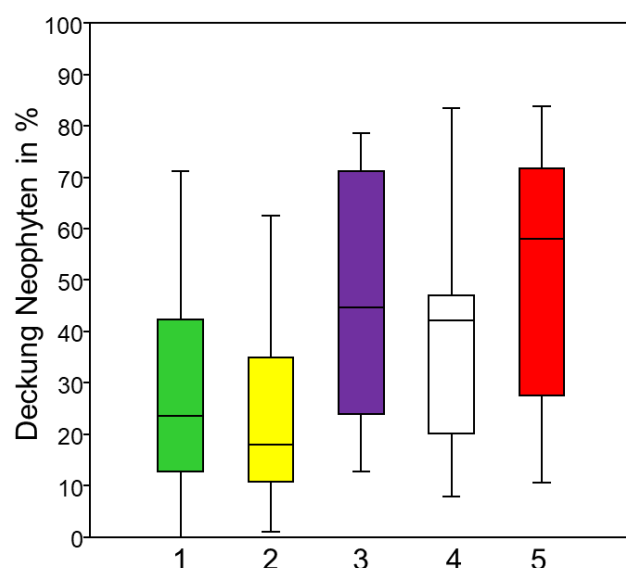


Abb. 2: Die Deckungswerte der Neophyten in % der fünf Vegetationseinheiten. (1) grün = mesophile Buchenwälder, (2) gelb = Eichen-Hainbuchen-Wälder, (3) violett = thermophile Buchenwälder, (4) weiß = Neophytengesellschaften, (5) rot = urbane Gebüsch.

In Tabelle 2 sind die Mittelwerte der Gesamtdeckung, der Deckungen der Baumschicht und der Neophyten zusammengefasst. Insgesamt sind die Aufnahmeflächen für Gehölzvegetation auffallend gering bedeckt, die Gesamtdeckung schwankt um 80 %. Die Baumschicht ist selbst in den waldähnlichen Einheiten 1–4 vergleichsweise licht. In den thermophilen Buchenwäldern sind die Neophyten maßgeblich an der Deckung der Baumschicht beteiligt. In den urbanen Gebüsch ist eine Baumschicht noch nicht gut entwickelt, was sich in deren geringen Deckungswerten ausdrückt.

Tabelle 2: Die mittleren Deckungswerte der fünf pflanzensoziologischen Einheiten. Alle Angaben in %.

	Deckung (%)		
	Gesamt	Baumschicht	Neophyten
Mesophile Buchenwälder	83	52	28
Eichen-Hainbuchenwälder	78	46	22
Thermophile Buchenwälder	85	50	47
Neophytengesellschaften	79	40	41
Urbane Gebüsch	82	11	53

Von den 48 gefundenen neophytischen Arten weisen in den 129 genommenen Aufnahmen nur wenige Arten eine hohe Stetigkeit auf. Die häufigste Art ist *Robinia pseudacacia*, gefolgt von *Impatiens parviflora*. Nur 9 Arten sind in über 10 % der Aufnahmen vertreten. Die Hälfte aller Neophyten wurde nur in ein bis zwei Aufnahmen gefunden (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Auflistung der gefundenen Neophyten mit Frequenz und Stetigkeitswerten. Gehölze sind fett gedruckt.

		Frequenz absolut	Stetigkeit (%)			Frequenz absolut	Stetigkeit (%)
1	<i>Robinia pseudacacia</i>	105	81,4	25	<i>Parthenocissus inserta</i>	2	1,6
2	<i>Impatiens parviflora</i>	79	61,2	26	<i>Quercus rubra</i>	2	1,6
3	<i>Ailanthus altissima</i>	51	39,5	27	<i>Catalpa bignonioides</i>	2	1,6
4	<i>Potentilla indica</i>	26	20,2	28	<i>Lepidium virginicum</i>	2	1,6
5	<i>Solidago canadensis</i>	19	14,7	29	<i>Juncus tenuis</i>	2	1,6
6	<i>Erigeron annuus</i>	17	13,2	30	<i>Weigela florida</i>	2	1,6
7	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	16	12,4	31	<i>Helianthus annuus</i>	2	1,6
8	<i>Aesculus hippocastanum</i>	14	10,9	32	<i>Oxalis dillenii</i>	2	1,6
9	<i>Solidago gigantea</i>	13	10,1	33	<i>Oxalis corniculata</i>	2	1,6
10	<i>Paulownia tomentosa</i>	12	9,3	34	<i>Prunus serotina</i>	1	0,8
11	<i>Buddleja davidii</i>	9	7,0	35	<i>Fallopia baldschuanica</i>	1	0,8
12	<i>Geranium sibiricum</i>	9	7,0	36	<i>Aster novae-angliae</i>	1	0,8
13	<i>Conyza canadensis</i>	9	7,0	37	<i>Rosa multiflora</i>	1	0,8
14	<i>Acer negundo</i>	7	5,4	38	<i>Syringa vulgaris</i>	1	0,8
15	<i>Fallopia japonica</i>	7	5,4	39	<i>Rudbeckia laciniata</i>	1	0,8
16	<i>Deutzia scabra</i>	7	5,4	40	<i>Populus canadensis</i>	1	0,8
17	<i>Ribes rubrum</i>	6	4,7	41	<i>Solanum villosum</i>	1	0,8
18	<i>Lunaria annua</i>	6	4,7	42	<i>Galinsoga parviflora</i>	1	0,8
19	<i>Impatiens glandulifera</i>	5	3,9	43	<i>Cotoneaster horizontalis</i>	1	0,8
20	<i>Oxalis stricta</i>	5	3,9	44	<i>Thuja occidentalis</i>	1	0,8
21	<i>Symphoricarpos albus</i>	4	3,1	45	<i>Crataegus pedicellata</i>	1	0,8
22	<i>Geranium pyrenaicum</i>	3	2,3	46	<i>Amaranthus albus</i>	1	0,8
23	<i>Lolium multiflorum</i>	3	2,3	47	<i>Solanum lycopersicum</i>	1	0,8
24	<i>Scutellaria altissima</i>	2	1,6	48	<i>Citrullus lanatus</i>	1	0,8

4.4 Artenzahlen

Insgesamt wurden 358 Arten an Gefäßpflanzen und Kryptogamen erhoben, darunter sind 48 Neophyten, wovon 22 Arten neophytische Gehölze sind. In den urbanen Gebüschern wurden die meisten Neophyten (35 Arten) gefunden, dort beträgt ihr Anteil am Artenspektrum über 16 %. Die Neophytengesellschaften liegen mit 13,6 % (19 Arten) knapp dahinter. In den mesophilen Buchenwäldern sind etwa 10 % (15 Arten) der Arten neophytisch. Etwas weniger mit 9,2 % (11 Arten) macht der prozentuelle Anteil in den Eichen-Hainbuchenwäldern aus. Die thermophilen Buchenwälder weisen nur 8,1 % (14 Arten) an Neophyten auf (Tabelle 4). Die meisten Arten sind in den innerstädtischen urbanen Gebüschern zu finden, die Eichen-Hainbuchenwälder weisen die

geringsten Artenzahlen auf. In den einzelnen Gruppen dieser Vegetationseinheiten schwanken die Artenzahlen und die Anzahl der neophytischen Arten sehr stark. Stabiler sind die mittleren Artenzahlen: auf eine Aufnahme­fläche (100 m²) kommen im Schnitt 28 Arten. Nur die artenreichen wärmeliebenden Buchenwälder mit 34 Arten und urbanen Gebüsch­e mit 42 Arten weisen höhere Zahlen auf (Tabelle 4). Der Anteil von Arten, die im Datensatz nur einmal vorkommen, ist in allen Einheiten sehr hoch und belegt die Heterogenität des Aufnahmema­terials (Tabelle 4).

Tabelle 4: Gesamtartenzahlen der Vegetationseinheiten, Anzahl der Neophyten sowie die Anzahl der Arten mit nur einem Vorkommen. Die Prozentangaben in Klammern sind die relativen Artenzahlen. AN = Anzahl der Aufnahmen; mAZ = mittlere Artenzahl und Gesamt = Gesamtartenzahl. Singletons = Arten, die nur einmal im Datensatz auftreten.

	AN	mAZ	Gesamt	Neophyten	Singletons
Mesophile Buchenwälder	32	28	150	15 (10 %)	78 (52,0 %)
Eichen-Hainbuchenwälder	29	28	120	11 (9,2 %)	47 (39,2 %)
Thermophile Buchenwälder	19	34	172	14 (8,1 %)	99 (57,6 %)
Neophyten-gesellschaften	22	28	140	19 (13,6 %)	83 (59,3 %)
Urbane Gebüsch­e	17	42	218	35 (16,1 %)	99 (45,4 %)

Es besteht ein positiver Zusammenhang zwischen der Anzahl an Neophyten und der Gesamt­Artenzahl einer Aufnahme (Abb. 3). Artenreiche Bestände weisen auch eine höhere Anzahl an Neophyten auf. In den meisten Aufnahmen kommen zwischen 2 und 4 neophytische Arten vor.

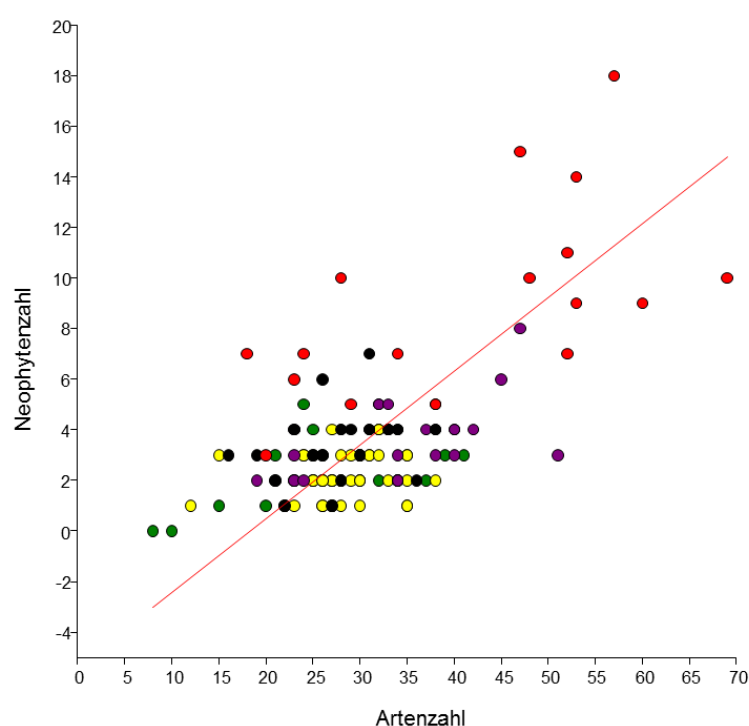


Abb. 3: Linearer Zusammenhang zwischen der Anzahl der Neophyten und der Gesamtartenzahl je 100 m² Aufnahme­fläche, n=129.
grün = mesophile Buchenwälder,
gelb = Eichen-Hainbuchen-Wälder,
violett = thermophile Buchenwälder,
rot = urbane Gebüsch­e.

4.5 Aus welchen Lebensräumen stammen die Arten der urbanen Gehölzvegetation?

Die Arten wurden nach LANDOLT et al. (2010) nach ihrer schwerpunktmäßigen Verteilung einem Lebensraumtyp („ökologische Gruppe“) zugewiesen: Wald, Ruderalstandorte, Fettwiesen, Pionierstandorte, Sumpf, magere trockene Wiesen und Gebirge. Diese geben eine Einteilung der Standorte wieder, an denen die Arten vorwiegend vorkommen. Abbildung 4 zeigt die Zugehörigkeit der Arten zu den jeweiligen Lebensraumtypen für die fünf pflanzensoziologischen Einheiten.

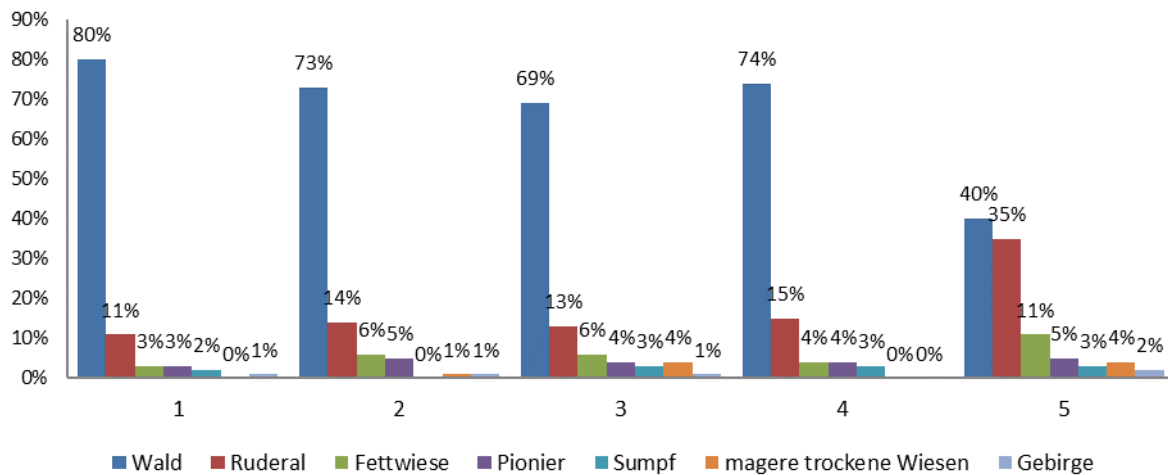


Abb. 4: Prozentuelle Verteilung der Artengruppen verschiedener Lebensraumtypen in den pflanzensoziologischen Einheiten: 1 = Mesophile Buchenwälder, 2 = Eichen-Hainbuchenwälder, 3 = Thermophile Buchenwälder, 4 = Monodominante Neophytenbestände, 5 = Urbane Gebüsche.

Die mesophilen Buchenwälder haben den höchsten, die urbanen Gebüsche den kleinsten Anteil an Waldarten. Umgekehrt verhält es sich dagegen mit den ruderalen Arten. Arten der mageren trockenen Wiesen fehlen aufgrund des schattigeren Waldinnenklimas in den mesophilen Buchenwäldern. Der Anteil an ruderalen Arten ist vergleichsweise gering. In den Eichen-Hainbuchenwäldern liegt eine ähnliche Verteilung vor. Jedoch zeigt sich bei Arten der mageren trockenen Wiesen, der Fettwiesen sowie der Pionierarten eine eindeutige Zunahme, wobei die Sumpfsarten aufgrund des trockenen Klimas ganz verschwinden. Die thermophilen Buchenwälder weisen einen deutlich höheren Anteil an Arten der mageren trockenen Wiesen und der Fettwiesen auf. Die Waldarten gehen zurück. Die monodominanten Neophytengesellschaften sind überraschenderweise ähnlich aufgebaut wie die mesophilen Buchenwälder, nur der Anteil an Ruderalarten ist höher. In den urbanen Gebüschen, die sich durch einen hohen Neophytenanteil auszeichnen, steigt der Anteil an ruderalen Arten an (35 %). Zudem sind auch Arten der Fettwiesen stärker vertreten. Die Waldarten treten hier eindeutig in den Hintergrund. In allen Vegetationseinheiten haben die Pionierarten in etwa denselben Anteil (3–5 %).

4.6 Urbanität

Jeder Art wird von WITTIG et al. (1985) ein Urbanitätswert nach ihrem Verbreitungsschwerpunkt in siedlungsnahen bis siedlungsfernen Standorten zugeordnet. Für unsere Berechnungen wurden die Werte -2 (urbanophob) bis +2 (urbanophil) vergeben. Urbanoneutrale Arten erhalten eine 0, mäßig urbanophile Arten 1 und mäßige urbanophobe Arten -1. Der überwiegende Teil der gefundenen Arten verhält sich mäßig urbanophob (36 %) bis urbanoneutral (26 %). Urbanophob verhalten sich immer noch knapp 17 %, mäßig urbanophil sind nur noch 9 %. Nur ein sehr kleiner Teil verhält sich urbanophil (2 %). Viele Neophyten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in besiedeltem Gebiet, über 40 % der gefundenen Neophyten verhalten sich mäßig urbanophil, 24 % urbanoneutral und 14 % urbanophil. Zu letzterem zählen *Ailanthus altissima*, *Buddleja davidii* und *Paulownia tomentosa*. Überraschenderweise zeigen 19 % ein mäßig urbanophobes Verhalten, das sind jene Arten, welche auch in Waldökosystemen vorkommen wie beispielsweise *Impatiens parviflora*, *Robinia pseudacacia*, oder *Solidago gigantea*. Nur eine neophytische Art, *Juncus tenuis*, gilt als urbanophob.

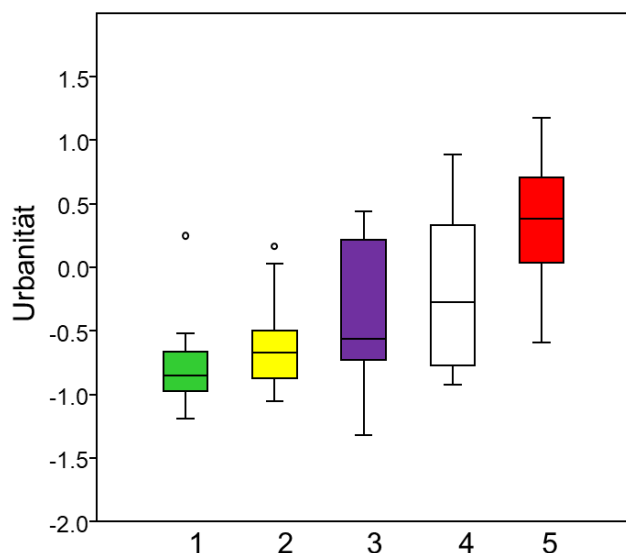


Abb. 5: Urbanitätswerte der Vegetations-einheiten.

- (1) grün = mesophile Buchenwälder,
- (2) gelb = Eichen-Hainbuchen-Wälder,
- (3) violett = thermophile Buchenwälder,
- (4) weiß = Neophytengesellschaften,
- (5) rot = urbane Gebüsche.

Innerhalb der pflanzensoziologischen Einheiten ist ein gradueller Anstieg der Urbanitätswerte zu erkennen (Abb. 5). Die mesophilen Buchenwälder haben die geringsten Urbanitätswerte, etwas höher ist er bei den Eichen-Hainbuchen-Wäldern. Noch höher liegt er bei den thermophilen Buchenwäldern, hier machen sich die teilweise hohen Deckungswerte neophytischer Gehölze bemerkbar. Ebenfalls hohe Urbanitätswerte, aber im Durchschnitt eher urbanoneutral, zeigen die monodominanten Neophytengesellschaften. Aus dieser Gruppe stammt auch der urbanophile Extremwert eines von *Ailanthus altissima* und *Paulownia tomentosa* dominiertem Neophyten-Vorwaldes. Die urbanen Gebüsche zeigen insgesamt die höchsten Werte und bewegen sich tendenziell in Richtung mäßig urbanophil.

Um Zusammenhänge mit anderen Umweltvariablen herauszufinden, kann man eine Regressionsgerade in einem xy-Diagramm berechnen.

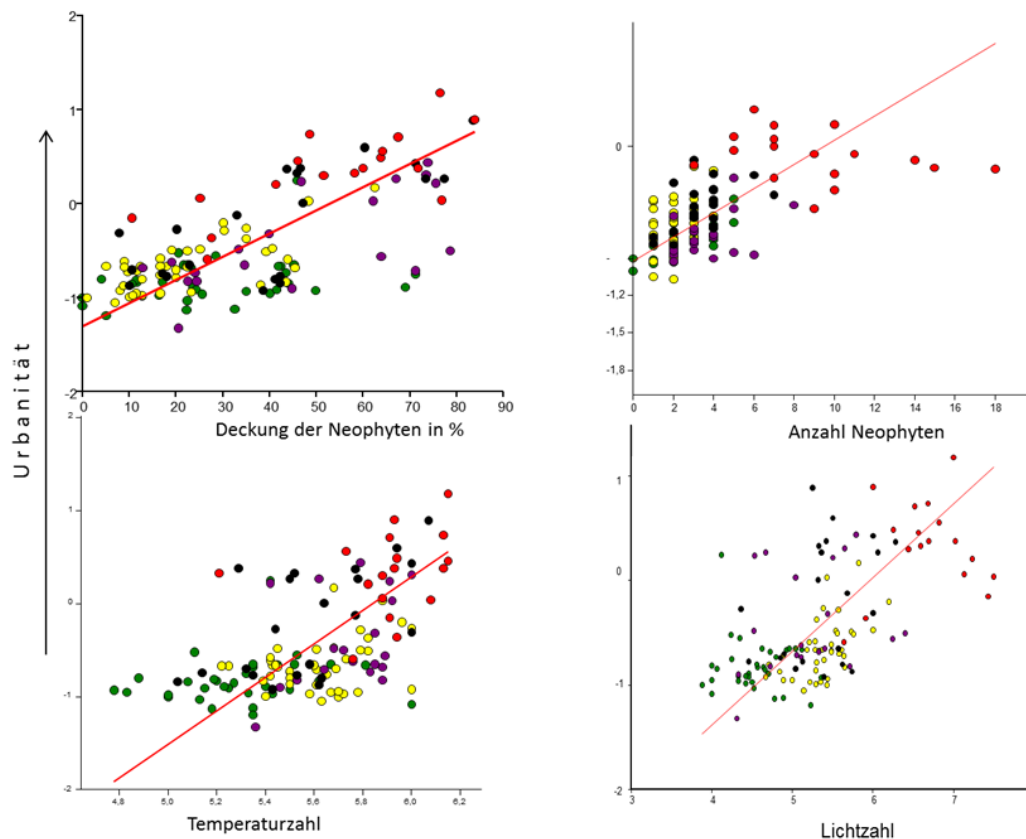


Abb. 6: Linearer Zusammenhang zwischen den Urbanitätswerten der einzelnen Aufnahmen (farbige Punkte, $n=129$) und der Deckung der Neophyten (%), der Anzahl der Neophyten, der Temperaturzahl und der Lichtzahl. grün = mesophile Buchenwälder, gelb = Eichen-Hainbuchen-Wälder, violett = thermophile Buchenwälder, rot = urbane Gebüsche.

Die Deckung und Anzahl der Neophyten, sowie die mittleren Temperatur- und Licht-Zeigerwerte zeigen einen deutlichen positiven Zusammenhang mit den Urbanitätswerten der einzelnen Aufnahmen (Abb. 6).

4.7 Gradientenanalyse urbaner Gehölzvegetation

In der DCA-Ordination der Abbildung 7 sind alle Aufnahmen dargestellt, und jene Parameter aufgetragen, welche einen Eigenwert $> 0,5$ in Hinblick auf die Variation der floristischen Zusammensetzung des Datensatzes haben. Es gibt eine starke Ausrichtung auf die erste Achse, mit der besonders die Exposition, die Urbanität und Hemerobie, die Licht-Zeigerwerte, die Deckung und Anzahl der Neophyten positiv korrelieren, während die Höhe der Baumschicht und die Entfernung zur nächsten versiegelten Fläche negativ mit der ersten Achse korrelieren. Die ökologischen Zeigerwerte spielen, mit Ausnahme von Licht und Temperatur, sonst als Gradient keine Rolle, weil sich diese Zeigerwerte nicht sehr stark voneinander unterscheiden und von anderen Faktoren überlagert werden. Nimmt man nur die von der Vegetationszusammensetzung unabhängigen Variablen, so sind die Exposition und die Entfernung zur nächsten versiegelten Fläche durchaus Umweltvariablen, die die Artenzusammensetzung und damit auch die Zeigerwerte beein-

flussen, wie z. B. eine südliche Exposition lagebedingt sowohl höhere Licht- als auch höhere Temperaturwerte erwarten lässt.

Die beschriebenen fünf pflanzensoziologischen Einheiten grenzen sich in dieser Analyse gut voneinander ab. Die mesophilen Buchenwälder und die Eichen-Hainbuchenwälder liegen deutlich am linken Ende der ersten Achse, wogegen die thermophilen Buchenwälder schon stärker zu den Neophytengesellschaften am rechten Ende der ersten Achse tendieren.

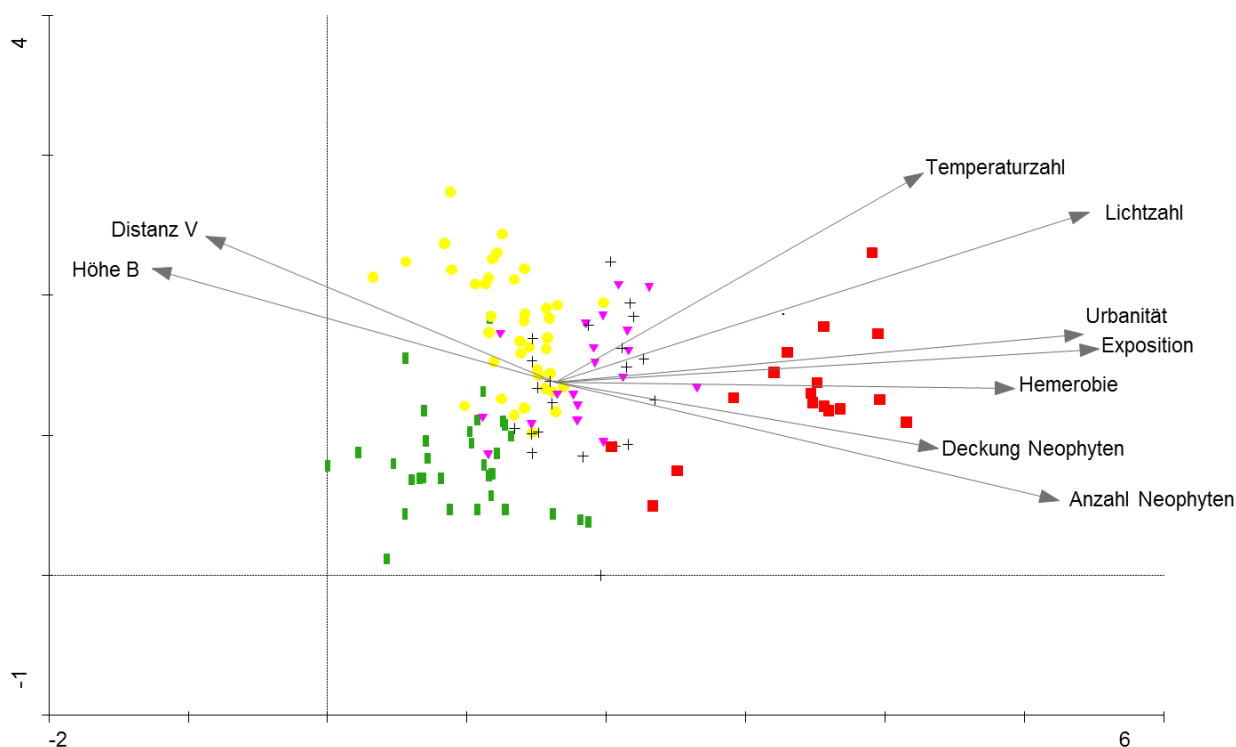


Abb. 7: Detrended Correspondence Analysis der pflanzensoziologischen Aufnahmen. B = Baumschicht, V = nächste versiegelte Fläche. Grüne Rechtecke = mesophile Buchenwälder, gelbe Punkte = Eichen-Hainbuchen-Wälder, violette Dreiecke = thermophile Buchenwälder, schwarze Kreuze = Neophytengesellschaften, rote Quadrate = urbane Gebüsche.

5. Diskussion

5.1. Synsystematik

Eine befriedigende Synsystematik der urbanen subspontanen Gehölzvegetation ist außerordentlich schwierig, weil der Störeinfluss der Stadt als schwer berechenbare Umweltvariable hinzukommt, und sich damit bekannte Verteilungsmuster von Wäldern und Gebüschen auflösen. Die ältesten bekannten Neophytengehölze sind Robinienbestände. Versuche ihrer Einordnung ins System der Vegetationsklassifikation reichen von einer eigenen Klasse Robinietaea, über eine Zuordnung zu den Epilobietea (DIESING & GÖDDE 1989), bis hin zu der Idee, sie wegen ihrer Krautschicht an die Galio-Urticetea anzuschließen (MUCINA et al. 1993). Zur Diskussion siehe u. a. BRANDES (1999), EXNER & WILLNER (2004), WILLNER & GRABHERR (2007a) oder KOWARIK

(1995). Bevor die Gesellschaften nicht raumübergreifend bearbeitet werden, sind wohl informelle Klassifikationen noch unvermeidlich, wie es WILLNER & GRABHERR (2007) mit ihrer ranglosen *Ailanthus altissima*-Gesellschaft oder *Buddleja davidii*-Gesellschaft tun. In näherer Zukunft muss auch über *Paulownia tomentosa* diskutiert werden, welche bereits anfängt, Dominanzbestände zu bilden. Im Stadtgebiet Graz konnte zudem schon spontane Verjüngung von *Catalpa bignonioides*, *Gleditsia triacanthos*, *Liriodendron tulipifera*, *Prunus serotina*, *Morus alba*, und *Koelreuteria paniculata* beobachtet werden. Auch wurde der Klimmer *Celastrus scandens* an der Mur entdeckt, jedoch konnte bisweilen nicht ermittelt werden, ob es sich um eine Anpflanzung oder ein spontanes Vorkommen handelt. Die rasche Ausbreitung einzelner Neophyten nicht nur im Stadtgebiet bietet reichlich Fragestellungen für das Studium der Entwicklung urbaner Gebüsch- und Waldgesellschaften.

Unsere eigene Einteilung folgt bei den Wald-Beständen (Spalte 1 und 2) dem Vorkommen einiger Charakter- und Differentialarten zumindest auf Verbands-Ebene. Die Ausbildungen sind aber stets urban-gestört, was sich insbesondere durch das Vorkommen von holzigen und krautigen Neophyten manifestiert.

Kommen neophytische Gehölze zur Dominanz, dann können sie in ihrer Funktion als „Transformer“ das Ökosystem komplett umbauen (RICHARDSON et al. 2000). Hier kann man schon von „neuen Ökosystemen“ sprechen, die nur der Mensch in dieser Form ermöglicht hat (KOWARIK 2011). Vergleicht man ältere Aufnahmen, so ist das keine vorübergehende Entwicklung, sondern ein klarer, möglicherweise unumkehrbarer Trend, der nach den städtischen Ökosystemen auch die Auwälder, und später auch die mesophilen Wälder erfassen wird, wie es sich auch in unseren Aufnahmen andeutet. Dabei ist die Entwicklung in erster Linie störungsabhängig. Schon die räumliche Verteilung innerhalb der Stadt Graz zeigt Unterschiede zwischen Stadtzentrum und Stadtrand. Als praktikablen Indikator des menschlichen Einflusses haben wir die Entfernung von der nächsten versiegelten Fläche gewählt, die sowohl mit dem Vorkommen von Neophyten, als auch mit der Urbanitätszahl (BERG et al. 2017) korreliert.

Die Urbanität (WITTIG et al. 1985) ist ein brauchbarer Indikatorwert für städtische Ökosysteme. Steigerung des Lichtaufkommens durch Störung der Strauch- und Baumschicht sowie verstärkte Wärmestrahlung in der Stadt sind bestimmende Einflussgrößen der Urbanitäts-Zeigerwerte. Die naturnäheren mesophilen Buchenwälder mit schattigem Bestandsklima und geringen Urbanitätswerten stehen im Kontrast zu den hoch gestörten urbanen Gebüsch der Innenstädte. Ein Gradient von naturnäheren Standorten (mesophile Buchenwälder, Eichen-Hainbuchen-Wälder) über die stärker mit Neophyten durchsetzten thermophilen Buchenwälder, bis hin zu den Neophytengesellschaften und urbanen Gebüsch ist in der Ordination deutlich erkennbar, wobei die urbanen Gebüsch sich durch einen hohen Anteil an lichtliebenden Ruderalarten deutlich unterscheiden und auch die höchsten Urbanitätswerte und Deckungswerte an neophytischen Arten auszeichnen.

Die Lichtzahl als Indikator der Offenheit der Baumschicht bzw. überhaupt der Vegetation korreliert ebenfalls deutlich mit dem Vorkommen von Neophyten. Lichte Bestände können einerseits durch anthropogene Störung entstehen, andererseits sind sie aber auch ein natürliches Merkmal bestimmter Vegetationstypen. Bei unseren thermophilen Buchenwäldern kommt zur allgemeinen Auflichtung durch ihr geringes Alter (bis um 1900 wurde in Graz an diesen klimatisch günstigen Standorten noch Wein kultiviert; ADLMANNSEDER 1978) und durch mechanische Störung (Windwurf, häufige Begehung, Müllablagerung, Vandalismus) noch eine natürliche Auflichtung

durch die Südexposition in starker Hangneigung hinzu. Das eindringende Licht erzeugt auch ein wärmeres Bestandsklima, was vielen wärmebedürftigen Neophyten zum Vorteil gereicht und letztendlich die hohe Neophyten-dichte in den thermophilen Buchenwäldern erklärt.

Viele Autoren berichten von einem großen Artenreichtum in der Stadt im Vergleich zur Umgebung (WITTIG 1991, KÜHN & KLOTZ 2006). So könne eine größere Stadt bis zum Doppelten der Arten eines gleich großen Gebietes in der Umgebung, das landwirtschaftlich genutzt wird, aufweisen (LANDOLT 1991). Jedoch variiert die Artenzahl pro Fläche je nach Lage in der Stadt (SUKOPP 2007). Die Artenzahl in Zürich war in den Übergangszonen zwischen Innenstadt (geschlossene Bebauung) und Außenzone (Randzone) am größten (LANDOLT 1991). Unsere Ergebnisse zur Gehölzvegetation stützen das nicht, die stark im Stadtkern präsenten urbanen Gebüsche sind um ca. ein Drittel artenreicher als alle anderen Vegetationseinheiten. Auch BRANDES (1995) belegt den Artenreichtum von Innenstädten. Bestätigen können wir, dass in weitgehend geschlossenen Waldflächen die Phytodiversität im Vergleich mit Kulturlandschaften wesentlich geringer ist (BRANDES 2004, KÜHN & KLOTZ 2006), allerdings ist hier der Anteil an Neophyten auch am geringsten. ESSL et al. (2011) sehen allerdings einen Zusammenhang zwischen dem Anteil der Waldflächen, die durch nichtheimische Baumarten wie *Ailanthus altissima* und *Robinia pseudacacia* dominiert werden, und einer Erhöhung der Neophytenzahl. Sie vermuten einen „invasional meltdown“, wonach die Ausbreitung anderer Neophyten in mitteleuropäischen Wäldern durch das Vorhandensein von einer oder mehrerer neophytischer Holzarten begünstigt wird. Auch hier wird der Trend wohl weiter anhalten und durch den Klimawandel noch weiter verstärkt (KLEIN-BAUER et al. 2010).

SUKOPP (2007) nennt diesen Anreicherungsprozess „anthropogene Florenerweiterung“, dem unsere Kulturlandschaften seit dem Neolithikum bis heute unterworfen sind. Besonders licht- und wärmebedürftige Arten profitieren von der kulturellen Umgestaltung der Landschaft (KOWARIK 1995a, BRANDES 2004). Dies ist auch in unseren Daten erkennbar. Bei unseren Aufnahmeflächen von 100 m² nimmt die Artenzahl mit dem Vorkommen von Neophyten zu, d. h. die Neophyten verdrängen keine Arten, sondern tragen zur Erhöhung der städtischen Artenvielfalt bei. Allerdings verschieben sich die Artenverhältnisse zunehmend von Waldarten in Richtung Ruderalarten, was zahlenmäßig zwar eine Zunahme an Arten, aber eine Abnahme von Ökosystem-Qualität bedeutet. Die Untersuchungen von BRANDES (1995) und PINO et al. (2009) zeigen eine Homogenisierung von Stadtfloren in vergleichbaren Klimagebieten. KÜHN & KLOTZ (2006) belegen diesen Effekt speziell für indigene Arten und Archäophyten, wogegen die Neophytenflora verschiedener Städte sich stärker unterscheiden kann. Die Frage, ob Neophyten andere Arten verdrängen, ist dagegen stark skalenabhängig und nur auf sehr kleinen Flächen nachweisbar (HERBEN et al. 2004).

Für die städtischen Gehölz-Ökosysteme kann man konstatieren, dass die klimatischen Gegebenheiten der Stadt (Wärmezufuhr sowohl im Sommer als auch im Winter), ihr kleinflächiger Habitatreichtum mit hohem Fragmentierungsgrad, und die regelmäßige und andauernde Störung die wichtigsten Faktoren sowohl für das Vorkommen von Pflanzenarten allgemein als auch für das Vorkommen von Neophyten darstellen. Den stärksten Anteil an Neophyten haben Bestände, die unter intensivem anthropogenen Einfluss stehen, siedlungsnah sind und mesoklimatisch warm und hell, was auch in vielen anderen Studien herausgearbeitet wurde (GRABHERR et al. 1998; LONSDALE 1999; WALTER et al. 2005, CHYTRÝ et al. 2009, PYŠEK 1998; PYŠEK et al. 2002a). KNAPP et al. (2008) sind der Auffassung, dass urbane Gebiete ein Schlüssel zum Verständnis

anthropogener Effekte auf die Entstehung von Artengemeinschaften und der Funktionen des Ökosystems sind, weil sie zwei Hauptkomponenten der globalen Veränderungen kombinieren: Landnutzung und Klimaänderung. Deshalb nennt SUKOPP (2007) Großstädte in dieser Hinsicht „Laboratorien der Zukunft“. Wir sind überzeugt, dass Graz auch in Zukunft eine geeignete Modellregion für die Entwicklung städtischer Ökosysteme darstellt.

9. Literatur

- ADLMANNSEDER, J. (1987): Der Weinbau im Bereich von Grosz-Graz bis zum Jahre 1900. – Dissertation. KFU Graz.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG(2013): Karten der Forstdirektion: <http://www.agrar.steiermark.at/cms/ziel/13038899/DE/> (Zugriff 15. August 2013)
- BERG, C., DRESCHER, A., WAGNER, V. & ESSL, F. (2016): Temporal trends in the invasions of Austrian woodlands by alien trees. – *Preslia* 88: 185–200.
- BERG, C., SCHRAMMEL, E. M., & DRESCHER, A. (2017): Urbanophily – a useful plant indicator value in urban ecology. The example of Graz, Austria. – In: *Autochthonous Plants in the Urban Environment -Slovenian second meeting of European Botanic Gardens Consortium with symposium, Ljubljana, from 25. to 29.5.2016*, 29–36.
- BRANDES, D. (1995): The flora of old town centres in Europe. In: Sukopp, H., Numata, M & Huber, A.: *Urban ecology as the basis of urban planning*. SPB Academic Publishing.
- BRANDES, D. (1999): Standortfaktor Stickstoff – Nitrophytenvegetation in Europa. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 11: 305–320.
- BRANDES, D., WEISHAUP, A., GROTE, S., BECHER, R., GRIESE, D., HARTWIG, U., SCHLENDER, H., WENZEL, K. & NITZSCHE, J. (2003): Die aktuelle Situation der Neophyten in Braunschweig. – *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 6 (4): 705–760.
- BRANDES, D. (2004): Neophyten und Biodiversität. – *Abhandlungen der Braunschweigischen Wissenschaftlichen Gesellschaft* Band 54: 25–37.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. – Springer Verlag, Wien.
- CHYTRÝ, M., PYŠEK, P., WILD, J., PINO, J., MASKELL, L. C. & VILÀ, M. (2009): European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. – *Diversity and Distributions* 15: 98–107.
- DIERSCHKE, H. (2005): Laurophyllisation – auch eine Erscheinung im nördlichen Mitteleuropa? Zur aktuellen Ausbreitung von *Hedera helix* in sommergrünen Laubwäldern. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 17: 151–168.
- DIESING, D. & GÖDDE, M. (1989): Ruderale Gebüsch- und Vorwaldgesellschaften nordrhein-westfälischer Städte. – *Tuexenia* 9: 225–251.
- EGGLER, J. (1933): Die Pflanzengesellschaften der Umgebung von Graz. – *Repert. Spec. Nov. Regni Veg. Beih.* 73/1: 1–216.

- EGGLER, J. (1951): Walduntersuchungen in Mittelsteiermark (Eichen- und Föhren-Mischwälder). – Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 79/80: 8–101.
- ELLENBERG, H., WEBER, H., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica 18: 1–258.
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (2002): Neobiota in Österreich. – Umweltbundesamt Wien.
- ESSL, F., MILASOWSKY, N. & BIRNBÖCK, T., (2011): Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon? – Basic and Applied Ecology 12: 1–9.
- EXNER, A. & WILLNER, W. (2004): New Syntaxa of shrub and pioneer forest communities in Austria. – Hacquetia 3/1: 27–47.
- EXNER, A. & WILLNER, W. (2007): Rhamno-Prunetea Rivas Goday & Borja Carbonell ex Tx. 1962. – In: WILLNER, W. & GRABHERR, G. (Hrsg.) (2007): Die Wälder und Gebüsche Österreichs – Ein Bestimmungswerk mit Tabellen – 1 Textband, 2 Tabellenband. – Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.
- FISCHER, M., ADLER, W. & OSWALD, K. (2005): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol 2. Auflage. – Land Oberösterreich, Biologiezentrum der OÖ Landesmuseen, Linz.
- FREY, W., FRAHM, J.-P., FISCHER, E., LOBIN, W. & BLOCKEEL, T. (Hrsg.) (2006): The liverworts, mosses and ferns of Europe. – Apollo books, Long Island City.
- GASSER, D., GUSTERHUBER, J., KRISCHE, O., PUHR, B., SCHEUCHTER, L., WAHNER, T. & STÜWE, K. (2009): Geology of Styria: An overview. – Mitt. Naturwiss. Vereines Steiermark 139: 5–36.
- GRABHERR, G., KOCH, G., KIRCHMEIR, H. & REITER, K., (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. – Österreichische Akademie der Wissenschaften. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- HAMMER, Ø. et al. (2001): PAST: PAleontological STatistics Version 2.17. – Natural History Museum, Oslo.
- HEBER, G. (2005): Flora und Vegetation der Südhänge des Admonter Kogels und der Kanzel im Norden von Graz – unter besonderer Berücksichtigung der xerothermen Vegetationskomplexe mit *Quercus pubescens* s. l. – Diplomarbeit, KF Univ. Graz.
- HENNEKENS, S. M. (2009): Turboveg for Windows 2.83a. – Alterra, Wageningen.
- HENNINGER, S. (2011): Stadtökologie: Bausteine des Ökosystems Stadt. – Verlag Ferdinand Schöningh, Paderborn.
- HERBEN, T., MANDÁK, B., BÍMOVÁ, K. & MÜNZBERGOVÁ, Z. (2004): Invasibility and species richness of a community: a neutral model and a survey of published data. – Ecology 85: 3223–3233.
- HILL, M. O. (1979): TWINSpan – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. – Cornell University, Ithaca, New York.

- HUBMANN, B. & MOSER, B. (2009): Grazer Stadt- und Kulturgeologie – Ein Exkursionsführer. – Berichte der Geologischen Bundesanstalt 45: 53–72.
- KILIAN, W., MÜLLER, F. & STARLINGER, F. (1993): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. – FBVA-Berichte 82: 1–60.
- KLAUCK, E.J. (1988): Die *Sambucus nigra*-*Robinia pseudacacia*-Gesellschaft und ihre geographische Gliederung. – *Tuexenia* 8: 281–286.
- KLEINBAUER, I., DULLINGER, S., KLINGENSTEIN, F., MAY, R., NEHRING, S. & ESSL, F. (2010): Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. – *BfN-Skripten* 275: 1–76.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (2002): BiolFlor – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- KNAPP, S., KÜHN, I., WITTIG, R., OZINGA, W. A., POSCHLOD, P. & KLOTZ, S. (2008): Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies. – *Preslia* 80: 375–388.
- KOWARIK, I. (1995a): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? – In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W., SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.) (1995): Gebietsfremde Pflanzenarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope; Kontrollmöglichkeiten und Management. 33–56. – Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- KOWARIK, I. (2011): Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. – *Environmental Pollution* 159: 1974–1983.
- KOWARIK, I., von der LIPPE, M. & CIERJACKS, A. (2013): Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. – *Preslia* 85: 113–132.
- KÜHN, I. & KLOTZ, S. (2006): Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation* 127: 292–300.
- LANDOLT, E. (1991): Veränderungen der Flora der Stadt Zürich in den letzten 150 Jahren. – *Bauhinia* 10: 149–164.
- LANDOLT, E., BÄUMLER, B., ERHARDT, A., HEGG, O., KLÖTZLI, F., LÄMMLER, W., NOBIS, M., RUDMANN-MAURER, K., SCHWEINGRUBER, F. H., THEURILLAT, J.P., URMI, E., VUST, M. & WOHLGEMUTH, T. (2010): Flora indicativa – Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. – Haupt Verlag, Bern.
- LAZAR, R., BUCHROITHNER, M. & KAUFMANN, V. (1994): Stadtklimaanalyse Graz. – Magistrat Graz, Stadtplanungsamt. Graz.
- LIEB, G. (1991): Eine Gebietsgliederung der Steiermark aufgrund naturräumlicher Gegebenheiten. – *Mitt. Abt. Bot. Landesmus. Joanneum Graz* 20: 1–30.
- LONSDALE, W. (1999): Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. – *Ecology* 80 (5): 1522–1536.

- MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs – Teil I: Anthropogene Vegetation. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- PINO, J., FONT, X., CÁCERES, M. & MOLOWNY-HORAS, R. (2009): Floristic homogenization by native ruderal and alien plants in north-east Spain: the effect of environmental differences on a regional scale. – *Global Ecology and Biogeography* 18: 563–574.
- PYŠEK, P. (1998): Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. – *Journal of Biogeography* 25: 155–163.
- PYŠEK, P., JAROŠLÍK, V. & KUČERA, T. (2002a): Patterns of invasion in temperate nature reserves. – *Biological Conservation* 104: 13–24.
- REICHELT, G. & WILMANNS, O. (1973): Vegetationsgeographie. – Georg Westermann Verlag, Braunschweig.
- RICHARDSON, D., PYŠEK, P., REJMÁNEK, M., BARBOUR, M., PANETTA, F. & WEST, C. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. – *Diversity and Distribution* 6: 93–107.
- SUKOPP, H. (1969): Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. – *Vegetatio* 17: 360–371.
- SUKOPP, H. (2007): Dynamik und Konstanz in der Kulturlandschaftsentwicklung. – *Berichte und Abhandlungen BBAW* 13: 13–34.
- TER BRAAK, C.F.J. & ŠMILAUER, P. (2002): Canoco 4.5. Biometris, Wargeningen.
- TICHÝ, L. (2010): Juice 7.0.45. – Institute of Botany and Zoology, Masaryk Univ., Brno.
- WAGNER, W., CHYTRÝ, M., JIMÉNEZ-ALFARO, B., PERGL, J., HENNEKENS, S., BIURRUN, I., KNOLLOVÁ, I., BERG, C., VASSILEV, K., RODWELL, J.S., ŠKVORC, Ž., JANDT, U., EWALD, J., JANSEN, F., TSIRIPIDIS, I., BOTTA-DUKÁT, Z., CASELLA, L., ATTORRE, F., RAŠOMAVIČIUS, V., ČUŠTEREVSKA, R., SCHAMINÉE, J.H.J., BRUNET, J., LENOIR, J., SVENNING, J.-C., KACKI, Z., PETRÁŠOVÁ-ŠIBIKOVÁ, M., ŠILC, U., GARICA-MIJANGOS, I., CAMPOS, J. A., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., WOHLGEMUTH, T., ONYSHCHENKO, V. & PYŠEK, P. (2017): Alien plant invasions in European woodlands. – *Diversity and Distributions* 23: 969–981.
- WALTER, J., ESSL, F., ENGLISCH, T. & KIEHN, M., (2005): Neophytes in Austria: Habitat preferences and ecological effect. – In: NENTWIG, W., BACHER, S., COCK, M., DIETZ, H.-J., GIGON, A. & WITTENBERG, R. (Hrsg.): *Biological Invasions – From Ecology to Control*. – *NEOBIOTA* 6: 13–25.
- WEBER, H.E. (Hrsg.) (1995): *Rubus*. – In: HEGI, G.: *Gustav Hegi Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, Band IV, Teil 2A. 3.Auflage, 284–589. – Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- WILLNER, W. & GRABHERR, G. (Hrsg.) (2007a): *Die Wälder und Gebüsch Österreichs – Ein Bestimmungswerk mit Tabellen – 1 Textband*. – Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.
- WILLNER, W. & GRABHERR, G. (Hrsg.) (2007b): *Die Wälder und Gebüsch Österreichs – Ein Bestimmungswerk mit Tabellen – 2 Tabellenband*. – Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.
- WITTIG, R., DIESING, D. & GÖDDE, M. (1985): Urbanophob - Urbanoneutral – Urbanophil. Das Verhalten der Arten gegenüber dem Lebensraum Stadt. – *Flora* 177: 265–282.

WITTIG, R. (1991): Ökologie der Großstadtflora. Flora und Vegetation der Städte des nordwestlichen Mitteleuropas. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Anschrift der Autoren

Elisabeth Monika Schrammel *

Anton Drescher**

Dr. Christian Berg ***

Karl-Franzens-Universität Graz

Institut für Biologie

- Botanischer Garten -

Holteigasse 6

8010 Graz

Österreich

* l.schrammel@gmx.at

** anton.drescher@uni-graz.at

*** christian.berg@uni-graz.at